



CHAPITRE 2.2.1.3 : REQUIN-TAUPE COMMUN	AUTEURS : R. FORSELLEDO, A. DOMINGO, F. MAS et P. MILLER	DERNIÈRE MISE À JOUR : août 2022 ¹ Original : espagnol
---	---	---

2.2.1.3 Description du requin-taupe commun (POR)

1. Nom

1.a. Classification et taxonomie

Nom de l'espèce : *Lamna nasus* (Bonnaterre, 1788)

Étymologie : Le nom du genre *Lamna* provient du grec *lamna-es* qui désigne un poisson vorace, tandis que le nom de l'espèce *nasus* est d'origine latine et signifie « nez ».

Le nom commun anglais de l'espèce « porbeagle » est dérivé du cornique (langue celtique britannique) « porgh-bugel » et provient probablement d'une combinaison de « porpoise », (marsouin), en référence à la forme de son corps similaire à celle d'un dauphin ou d'un marsouin, et de « beagle » (race de chien), en référence à ses prouesses de chasseur (Compagno, 2001 ; Roman s.d.).

Synonymes : *Isurus nasus* (synonyme), *Lamna cornubica* (Gmelin, 1789), *Lamna pennanti* (Walbaum, 1792), *Lamna philippii* (Pérez Canto, 1886), *Lamna punctata* (Storer, 1839), *Lamna whitleyi* (Phillipps, 1935), *Oxyrhina daekayi* (Gill, 1861), *Selanonius walkeri* (Fleming, 1828), *Squalus cornubicus* (Gmelin, 1789), *Squalus cornubiensis* (Pennant, 1812), *Squalus monensis* (Shaw, 1804), *Squalus nasus* (Bonnaterre, 1788), *Squalus pennanti* (Walbaum, 1792), *Squalus selanonus* (Leach, 1818).

Code espèce ICCAT : POR

Noms ICCAT : Porbeagle (anglais), marrajo sardinero (espagnol), requin-taupe commun (français).

Selon l'ITIS (Integrated Taxonomy Information System), le requin-taupe commun est classé comme suit :

- Embranchement : Chordés
- Sous-embranchement : Vertébrés
- Infra-embranchement : Gnathostomes
- Super-classe : Chondrichthyens
- Classe : Chondrichthyens
- Sous-classe : Élasmobranches
- Super-ordre : Euselachii
- Ordre : Lamniformes
- Famille : Lamnidés
- Genre : *Lamna*

¹ Version originale élaborée en septembre 2006 par J. Valeiras et E. Abad (Institut espagnol d'océanographie, Espagne).

1.b. Noms communs

Liste des noms vernaculaires utilisés selon l'ICCAT, la FAO et Fishbase (www.fishbase.org). La liste n'est pas exhaustive et certaines dénominations locales peuvent ne pas avoir été incluses.

Afrique du Sud : Haringhaai, Porbeagle, Porbeagle shark.

Albanie : Tonil.

Allemagne : Heringshai.

Australie : Mackerel shark, Porbeagle.

Açores : Marracho, Porbeagle.

Brésil : T.-golfinho, Cavalha, Cação, Marracho.

Cabo Verde : Anequim, Arrequim, Marracho, Peixe-cão, Sardo, Tubarão.

Canada : Maraîche, Porbeagle.

Chine (chinois mandarin) : 鼠鲨, 鼠鲨.

Croatie : Kučina, Morski pas.

Danemark : Almindelig sildehaj, Sildehaj

Espagne : Calderon, El marrago, Ludia, Marraco, Marraquet, Taulo, Cailón, Cailón marrajo, Marraix, Marrajo, Marrajo sardinero.

États-Unis : Blue dog, Porbeagle.

Estonie : Harilik heeringahai.

Finlande : Sillihai.

France : Requin taupe, Requin-taupe commun, Lamie, Lamnie, Taupe, Touille, Le squalé nez, Le lamie long nez, Lamie, Nez, Touille, Touilele boeuf taupe, Requin long nez, Loutre de mer, Nas llarg, Melantoun Sbrigliulu (corso).

Pays de Galles : Morgi mawr.

Grèce : Carcharias, Karharias, Lamia, Skylopsaro, Καρχαρίας, Λάμια, Σκυλόψαρο.

Irlande : An craosaire, Porbeagle shark.

Île de Man : Porbeagle.

Îles Crozet : Requin taupe, Taupe.

Îles Féroé : Hemari.

Îles Kerguelen : Requin taupe.

Îles Kermadec : Porbeagle shark.

Islande : Hámeri.

Italie : Lamna smeriglio, Isuro muso acuto, Cagnia, Sorglio pisci tunnu, Pesci cani, Cani di mer, Cagnizza, Smeriglio.

Japon : Mōka-zame.

Madère : Requim, Nequim, Marracho.

Malte : Pixxiplamptu, Pixxiplamtu, Porbeagle shark, Smeriglio.

Maroc : Kalb.

Monténégro : Kučina.

Norvège : Haabrand, Håbrand, Håbrann.

Nouvelle-Zélande : Porbeagle.

Pays-Bas : Haringhaai, Neushaai.

Pologne : Lamna, Żarłacz śledziowy.

Portugal : Anequim, Arrequim, Marracho, Tubarão-sardo, Sardo.

Royaume-Uni : Beaumaris shark, Porbeagle.

République tchèque : Žralok makrelový.

Roumanie : Rechinul scrumbiilor.

Russie : Aatlanticheskaya seldevaya akula, Акула сельдевая, акула атлантическая.

Sénégal : Ndiagadar.

Serbie : Kučina, Psina atlantska.

Suède : Håbrand, Håbrandshaj, Haabranden, Haamar, Sillhaj.

Türkiye : Dikburun, Dikburun karkarias, Dikburunkarkarias baligi.

Uruguay : Moka, Pinocho, Porbeagle.

2. Identification (basée principalement sur Compagno, 2001).

Caractéristiques de *Lamna nasus* (figure 1).



Figure 1. Requin-taube commun (*Lamna nasus*) (Bonnaterre, 1788). Image tirée de Domingo *et al.*, 2010. Crédit photo : CSIRO Marine and Atmospheric Research, Australie.

Tailles

Dans le présent document, chaque fois qu'il est fait référence à des tailles, celles-ci sont exprimées en termes de longueur totale (TL), sauf indication contraire (par exemple, longueur fourche : FL, et longueur précaudale : PCL).

La taille maximale signalée du requin-taube commun est de 302 cm FL (Francis *et al.*, 2008). Dans l'Atlantique Nord-Ouest, les tailles maximales enregistrées pour les mâles et les femelles sont respectivement de 262 et 317 cm FL. Dans l'Atlantique Nord-Est, les femelles atteignent une taille maximale de 278 cm et les mâles de 253 cm FL. Dans l'Atlantique Sud-Ouest, les signalements faisaient état de tailles de 221 cm FL pour les femelles et de 226 cm FL pour les mâles (Forselledo, 2012). Dans le Pacifique Sud-Ouest, les tailles maximales signalées sont de 228 cm FL pour les mâles et de 208 cm FL pour les femelles (Francis et Stevens, 2000), donc les deux sexes de l'espèce semblent atteindre des tailles plus petites dans l'hémisphère Sud que dans l'hémisphère Nord (Francis *et al.*, 2008).

Coloration

Dos bleu grisé, gris ou gris foncé ; surface ventrale du corps de couleur blanche ne s'étendant pas à la base des nageoires pectorales. La surface ventrale de la tête et de l'abdomen est blanche. Dans l'hémisphère Sud, les adultes peuvent être de couleur sombre sur le dessous de la tête et de l'abdomen avec des taches noirâtres. La première nageoire dorsale, à son extrémité postérieure libre, présente une tache blanche caractéristique de l'espèce. Les extrémités des nageoires pectorales, sur leurs surfaces ventrales, sont bordées de noir.

Caractéristiques externes

Le requin-taube commun a un corps robuste et fusiforme, avec un museau conique modérément long. Grands yeux foncés, sans membrane nictitante. Très grandes fentes branchiales. Les ailerons sont assez rigides. Première nageoire dorsale de grande dimension et arrondie, avec un bord postérieur presque droit et une tache blanche sur l'extrémité postérieure libre. Origine de la première dorsale à hauteur ou juste derrière les insertions des nageoires pectorales. Deuxième nageoire dorsale et nageoire anale très petites et pivotantes. Origine de la nageoire anale située sous l'origine de la seconde nageoire dorsale. Possède de fortes carènes sur le pédoncule caudal, et des carènes secondaires plus courtes, en dessous des précédentes, à la base de la caudale. Grande nageoire caudale en forme de croissant, lobes supérieur et inférieur de taille similaire (Compagno, 2001 ; McMillan *et al.*, 2019 ; Roman, s.d.).

Caractéristiques internes

Sur les deux mâchoires, de grandes dents présentant des cuspidés presque droites et de petites cuspidés latérales de part et d'autre des dents. Chez les espèces de l'ordre des Lamniformes, les dents varient considérablement en forme et en taille, selon leur emplacement dans la mâchoire, avec ce que l'on appelle le « schéma dentaire lamnoïde », de grandes dents antérieures, de très petites dents intermédiaires, des dents latérales moyennes à grandes et de petites dents postérieures. Cette espèce est dépourvue de dents symphysaires. La formule dentaire est variable, avec 12 à 16 dents de chaque côté de la mâchoire supérieure, et 11 à 16 dents de chaque côté de la mâchoire inférieure (Shimada, 2002 ; Purdy et Francis, 2007). Rostre crânien comprenant des cartilages rostraux hypertrophiés et hypercalcifiés, mais discontinus, ne formant pas de protubérance. Colonne vertébrale composée de 150-162 vertèbres, dont 85-91 sont situées dans la région précaudale (Compagno, 2001).

3. Distribution et écologie de la population

3.a. Distribution géographique

Distribution antitropicale, on le trouve dans l'Atlantique Nord, la mer Méditerranée et dans l'hémisphère Sud sur une ceinture circumglobale dans les eaux de l'océan Atlantique, Indien et Pacifique approximativement entre 30° et 60° S (**figure 2**) (Last et Stevens, 1994 ; Compagno, 2001 ; Ebert *et al.*, 2013). Semba *et al.* (2013) ont montré que le requin-taube commun a une distribution continue entre le Pacifique Sud et le Sud-Est de l'océan Indien, et entre le Sud-Ouest de l'océan Indien et le Sud-Est de l'Atlantique. Sur la base des informations provenant des registres de pêche, des données des observateurs scientifiques et des émetteurs satellites, Bowlby *et al.* (2020a) ont mis à jour l'aire de répartition de l'espèce dans l'Atlantique Nord-Ouest. On trouve cette espèce depuis le Groenland et le Canada, y compris la mer du Labrador, le long de la côte des États-Unis, jusqu'à Porto Rico, y compris le golfe du Mexique. Dans l'Atlantique Nord-Est, on le rencontre depuis l'Islande jusqu'à l'Ouest de la mer de Barents, y compris la mer du Nord et la mer Baltique, jusqu'au Maroc, y compris les Açores, Madère, Cabo Verde et les îles Canaries (Compagno, 2001 ; Ebert et Stehmann, 2013 ; ICES, 2017 ; Bischoito *et al.*, 2018) et peut-être le golfe de Guinée (Compagno, 2001 ; ICES, 2017). Il est présent dans toute la mer Méditerranée, mais absent de la mer Noire (Bauchot, 1987 ; Compagno 2001 ; Serena 2005). Dans l'Atlantique Sud-Ouest, sa distribution s'étend de 26°45'S, dans le Sud du Brésil, y compris l'Uruguay, le Sud de l'Argentine, à 60°S, y compris les Îles de Géorgie du Sud (Sadowsky *et al.*, 1985 ; Compagno, 2001 ; Domingo *et al.*, 2002 ; Cortés et Waessle, 2017 ; Rigby *et al.*, 2019). Dans l'Atlantique Sud-Est, on le trouve dans les eaux de la Namibie et de l'Afrique du Sud jusqu'à environ 50° S (Compagno, 2001 ; Basson *et al.*, 2007 ; Rigby *et al.*, 2019). Récemment, Mejuto *et al.* (2020) ont signalé des captures de cette espèce dans les zones intertropicales de l'Atlantique oriental, entre 20°N et 20°S, dont certaines à proximité du golfe de Guinée. Les auteurs soulignent que ces captures sont probablement associées aux basses températures de la mer en raison de la présence d'affleurements et de courants froids de surface qui longent la côte du continent africain et que, par conséquent, certains spécimens de cette espèce peuvent atteindre sporadiquement ces zones. Les auteurs mentionnent également que ces cas « rares » ont également été signalés par Compagno (2001). Conformément à ces nouvelles informations, le Groupe d'espèces sur les requins de l'ICCAT a recommandé dans le rapport d'évaluation du stock de cette espèce de 2020 qu'il est nécessaire de disposer de davantage de données provenant des pêcheries de la zone équatoriale (entre 20° de latitude Sud et 20° de latitude Nord) pour corroborer la présence de l'espèce dans cette zone (Anon., 2020). De nouveaux registres de l'espèce dans cette zone ont été déclarés par Seidu *et al.* (2022) dans des pêcheries artisanales au Ghana, avec trois spécimens capturés. La carte présentée à la **figure 2** a été modifiée pour représenter la distribution des espèces détaillées dans cette section, y compris les travaux de Bowlby *et al.* (2020a) et Mejuto *et al.* (2020).

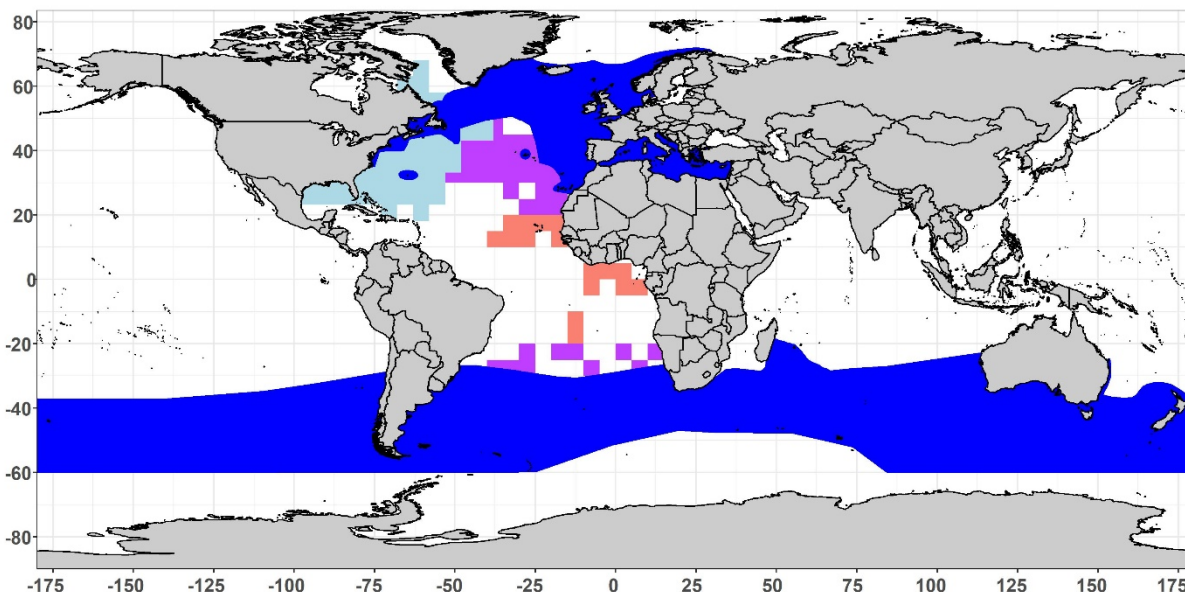


Figure 2. Carte de distribution du requin-taupo commun (*Lamna nasus*). Extrait et modifiée de l'Union internationale pour la conservation de la nature (IUCN) (Groupe d'experts sur les requins de la CSE de l'IUCN 2018. *Lamna nasus*. La liste rouge des espèces menacées de l'IUCN. Version 2021-1). Le bleu clair illustre les données de Bowlby *et al.* (2020a) et le violet et l'orange celles de Mejuto *et al.* (2020). Les données dans les zones intertropicales de l'Atlantique Est, entre 20°N et 20°S, sont différenciées en orange.

3.b. Préférences en matière d'habitat

Espèce épipélagique, elle habite principalement les plateaux continentaux et la haute mer, avec une présence occasionnelle dans les zones littorales (Compagno, 2001 ; Francis *et al.*, 2008). Sur la base des données de capture, il a été démontré que l'espèce a une large distribution longitudinale dans les eaux pélagiques de l'hémisphère Sud (Semba *et al.*, 2013). La distribution anti-tropicale de cette espèce est probablement apparue pendant les périodes de glaciation, lorsque les zones tropicales étaient plus restreintes, permettant à ces espèces de traverser les tropiques d'un hémisphère à l'autre (Stevens, 2010).

En général, le requin-taupo commun se répartit de la surface jusqu'à des profondeurs de 200 m, bien qu'il ait été signalé sur la côte à des profondeurs de moins de 1 m et également de 350 à 700 m ; il existe même des registres de sa présence jusqu'à des profondeurs de 1.360 m (Last et Stevens, 1994 ; Lucifora et Menni, 1998 ; Francis et Stevens, 2000 ; Compagno, 2001 ; Campana *et al.*, 2010). Dans l'hémisphère Sud, il est présent dans une large gamme de températures allant de 2°C à 23°C, avec une préférence pour une gamme située entre 8°C et 20°C et une diminution de l'abondance au-dessus de 19°C (Francis et Stevens, 2000). Dans l'Atlantique Sud-Ouest, sur la base des données des observateurs scientifiques de la flottille palangrière uruguayenne, les captures de l'espèce ont été enregistrées à des températures à la surface comprises entre 10,6°C et 22,7°C, les valeurs de capture par unité d'effort (CPUE) les plus élevées ayant été observées à des températures comprises entre 11°C et 12°C, et une corrélation négative entre la CPUE et la température de surface de la mer (SST) (Forselledo, 2012). Campana et Joyce (2004), dans l'Atlantique Nord-Ouest, ont observé des captures de cette espèce à des températures comprises entre -1°C et 15°C, avec une préférence pour une plage comprise entre 5°C et 10°C. Cette différence dans les températures observées entre les études est principalement due au fait que Campana et Joyce (2004) ont utilisé des données de température prises à la profondeur de la capture. Des études de télémétrie par satellite dans l'Atlantique Nord-Est ont indiqué que l'espèce habite des eaux dont la température varie entre 9°C et 19°C et qu'elle est présente depuis la surface jusqu'à 700 m de profondeur. Les auteurs ont observé une variabilité entre les spécimens dans des mouvements verticaux, même dans les mêmes conditions océanographiques (Pade *et al.*, 2009 ; Saunders *et al.*, 2011).

3.c. Migrations

Le requin-taupo commun est une espèce hautement migratoire. On le trouve en surface, sur le fond, seul et en bancs. Les données de captures de diverses flottilles de pêche de l'Atlantique et du Pacifique indiquent une ségrégation par taille (âge) et par sexe (Campana, 1999 ; Francis et Stevens, 2000 ; Francis *et al.*, 2008 ; Forselledo, 2012).

Dans l'Atlantique Nord, des variations spatio-temporelles de l'abondance de l'espèce sont observées. Les mouvements de cette espèce dans l'Atlantique Nord sont connus grâce aux données obtenues par les programmes de marquage conventionnel et par satellite (Stevens, 1990 ; Campana, 1999 ; Kohler *et al.*, 2002 ; Campana *et al.*, 2010 ; Pade *et al.*, 2009 ; Saunders *et al.*, 2011 ; Biais *et al.*, 2017 ; Kohler *et al.*, 2019). Campana *et al.* (1999) résumant les mouvements annuels des requins-taupes communs dans l'Atlantique canadien et signalent que cette espèce est présente en janvier-février dans le golfe du Maine, sur le banc Georges et au Sud de la plateforme néo-écossaise, et se déplace vers le Nord-Est, en suivant la plateforme néo-écossaise, au cours du printemps, puis apparaît au large de la côte Sud de Terre-Neuve et dans le golfe du Saint-Laurent en été et en automne. Les captures de la fin de l'automne suggèrent un mouvement de retour vers le Sud-Ouest. Les données de marquage confirment cette migration annuelle, puisque les marques apposées au cours de la première moitié de l'année ont tendance à être récupérées sur des sites situés plus à l'Est et au Nord, alors que le contraire est vrai pour les marques apposées en été et en automne (Campana *et al.*, 1999). Ces programmes de marquage ont montré que dans l'Atlantique Nord, la plupart des requins marqués se déplacent sur des distances courtes à modérées (jusqu'à 1.500 km) sur les plateaux continentaux (Kohler *et al.*, 1998 ; Pawson et Vince, 1998 ; O'Boyle *et al.*, 1998 ; Campana *et al.*, 1999 ; Cavanagh, 2005). Parmi les spécimens marqués, un seul a traversé l'Atlantique ; il a parcouru 4.260 km de l'Irlande au Canada, où il a été capturé après un peu plus de 10 ans en liberté (Cameron *et al.*, 2018). Dans l'Atlantique Nord, on a observé que les spécimens se déplacent vers le Nord le long de la côte au printemps et au début de l'été et y restent jusqu'à la fin de l'automne qui correspond au moment du retour (Mejuto, 1985 ; Campana et Joyce, 2004). Ces schémas migratoires ont été confirmés dans des études récentes basées sur la télémétrie par satellite, où de grands cycles migratoires annuels ont été observés, avec une fidélité avérée de l'espèce au site (Pade *et al.*, 2009 ; Saunders *et al.*, 2011 ; Biais *et al.*, 2017).

Dans l'hémisphère Sud, les interactions avec les pêcheries suggèrent une incidence plus élevée de juvéniles dans les zones situées au Nord de la distribution Sud (Semba *et al.*, 2013), et la plupart des déplacements de l'espèce semblent se faire dans une direction latitudinale Nord-Sud (Francis *et al.*, 2015). Tant dans l'Atlantique Sud-Ouest que dans le Pacifique Sud-Ouest, on a observé une migration vers le Nord en hiver et vers le Sud en été (Francis et Stevens, 2000 ; Francis *et al.*, 2007 ; Forselledo, 2012).

4. Biologie

4.a. Croissance

Les données biologiques sur l'âge et la croissance des requins-taupes communs dans les eaux de l'Atlantique sont incomplètes, et plusieurs de leurs caractéristiques restent inconnues.

On a calculé les estimations des paramètres de croissance du requin-taube commun dans l'Atlantique Nord-Ouest en utilisant la technique du comptage d'anneaux sur les vertèbres, des analyses de fréquences de tailles et des données de récupération de marques (Natanson *et al.*, 2002). La périodicité d'une paire d'anneaux par an jusqu'à l'âge de 11 ans a été validée avec de l'oxytétracycline injectée et des requins d'âge connu. L'estimation de l'âge a été validée jusqu'à 26 ans (Campana *et al.*, 2002a ; Natanson *et al.*, 2002).

Tableau 1. Paramètres de croissance du requin-taube commun (L_{∞} en cm, K en an⁻¹, t_0 en an).

Paramètre de croissance			Zone	Référence	Sexe	Méthode
L_{∞}	k	t_0				
289,4 (FL)	0,070	-6,06	Atlantique Nord-Ouest	Natanson <i>et al.</i> (2002)	Les deux	Vertèbres
309,8 (FL)	0,060	-5,90	Atlantique Nord-Ouest	Natanson <i>et al.</i> (2002)	Femelles	Vertèbres
257,0 (FL)	0,080	-5,78	Atlantique Nord-Ouest	Natanson <i>et al.</i> (2002)	Mâles	Vertèbres
276,6 (FL)	0,045	8,0	Atlantique Nord-Est	Jung <i>et al.</i> (2009)	Les deux	Vertèbres
182,2 (FL)	0,112	-4,75	Nouvelle-Zélande	Francis <i>et al.</i> (2007)	Mâles	Vertèbres
233,0 (FL)	0,060	-6,86	Nouvelle-Zélande	Francis <i>et al.</i> (2007)	Femelles	Vertèbres

4.b. Relation taille-poids

Les relations taille-poids publiées pour différentes zones de l'Atlantique sont présentées dans le **tableau 2**.

Tableau 2. Relations taille-poids publiées pour le requin-taube commun (*Lamna nasus*). N, nombre de spécimens. Dans la même colonne, il est précisé si la relation est faite pour les sexes combinés (C), les mâles (M) ou les femelles (F). TW : poids total (kg) ; TL : longueur totale (cm) ; PCL : longueur précaudale (cm) ; FL : longueur à la fourche (cm) ; CFL : longueur courbée à la fourche (cm).

Équation	N	Gamme de tailles	R ²	Zone	Référence
$TW = 1,48 \times 10^{-5} \times (FL)^{2,9641}$	15 (C)	106 – 227 (FL)	0,944	Atlantique Nord-Ouest	Kohler <i>et al.</i> (1995)
$TW = 5 \times 10^{-4} \times (FL)^{2,713}$	286	N/A	0,980	Atlantique Nord-Ouest	Campana <i>et al.</i> (1999)
$TW = 1,292 \times 10^{-4} \times (TL)^{2,4644}$	71 (C)	104 – 187 (TL)	N/A	Atlantique Nord-Est	Ellis et Shackley (1995)
$TW = 2,77 \times 10^{-4} \times (FL)^{2,3958}$	39 (M)	136 – 248 (FL)	0,941	Atlantique Nord-Est	Mejuto et Garcés (1984)
$TW = 3,90 \times 10^{-6} \times (FL)^{3,2070}$	26 (F)	116 – 210 (FL)	0,983	Atlantique Nord-Est	Mejuto et Garcés (1984)
$TW = 1,07 \times 10^{-5} \times (TL)^{2,99}$	17 (C)	84 – 163 (TL)	0,990	Atlantique Nord-Est	Stevens (1990)
$TW = 3 \times 10^{-5} \times (CFL)^{2,8164}$	245 (M)	100 – 230	N/A	Atlantique Nord-Est	Jung (2009)
$TW = 5 \times 10^{-5} \times (CFL)^{2,7290}$	283 (F)	100 – 236	N/A	Atlantique Nord-Est	Jung (2009)
$TW = 4 \times 10^{-5} \times (FL)^{2,7316}$	564 (M)	88 – 230	N/A	Atlantique Nord-Est	Hennache et Jung (2010)
$TW = 3 \times 10^{-5} \times (FL)^{2,8226}$	456 (F)	93 – 249	N/A	Atlantique Nord-Est	Hennache et Jung (2010)
$TW = 4 \times 10^{-5} \times (FL)^{2,7767}$	1020 (C)	88 – 249	N/A	Atlantique Nord-Est	Hennache et Jung (2010)

4.c Coefficients de conversion

Les relations taille-taille publiées pour différentes zones de distribution de l'espèce sont présentées dans le **tableau 3**, en mettant l'accent sur celles publiées pour l'océan Atlantique.

Tableau 3. Relations taille-taille publiées pour le requin-taube commun (*Lamna nasus*). N : nombre de spécimens. Dans la même colonne, il est précisé si la relation est faite pour les sexes combinés (C), les mâles (M) ou les femelles (F). TL : longueur totale (cm) ; PCL : longueur précaudale (cm) ; FL : longueur à la fourche (cm) ; CFL : longueur courbée à la fourche (cm) ; IDL : longueur interdorsale (cm).

Équation	N	Gamme de tailles	R ²	Zone	Référence
$FL = 0,885 \times (TL) + 0,99$	361	N/A	0,990	Atlantique Nord-Ouest	Campana <i>et al.</i> (1999)
$FL = 1,120 \times (PCL) + 1,7$	360	N/A	0,990	Atlantique Nord-Est	Campana <i>et al.</i> (1999)
$FL = 2,755 \times (IDL) + 26,3$	N/A	N/A	0,980	Atlantique Nord-Est	Campana <i>et al.</i> (1999)
$FL = 0,897 \times (TL) + 1,794$	13 (C)	106 – 227 (FL)	0,987	Atlantique Nord-Est	Kohler <i>et al.</i> (1995)
$PCL = 0,907 \times (FL) - 1,366$	866	61 – 223 (FL)	0,995	Nouvelle-Zélande	Francis et Stevens (2000)
$TL = 1,098 \times (FL) + 4,165$	173	63 – 180 (FL)	0,967	Nouvelle-Zélande	Francis et Stevens (2000)
$FL = 0,95 \times (CFL) + 0,90$	172	N/A	0,997	Nouvelle-Zélande	Francis <i>et al.</i> (2007)
$FL = 1,103 \times (PCL) + 2,250$	983 (C)	66 – 226 (FL)	0,995	Atlantique Sud-Ouest	Mas <i>et al.</i> (2014)
$FL = 1,102 \times (PCL) + 2,619$	638 (M)	66 – 226 (FL)	0,995	Atlantique Sud-Ouest	Mas <i>et al.</i> (2014)
$FL = 1,102 \times (PCL) + 2,082$	329 (F)	67 – 214 (FL)	0,995	Atlantique Sud-Ouest	Mas <i>et al.</i> (2014)
$TL = 1,147 \times (FL) + 0,742$	700 (C)	67 – 214 (FL)	0,997	Atlantique Sud-Ouest	Mas <i>et al.</i> (2014)

4.d Reproduction

Les données biologiques concernant la reproduction du requin-taube commun dans les eaux de l'Atlantique sont incomplètes et plusieurs aspects restent inconnus.

Gestation et parturition

Le requin-taube commun est vivipare aplacentaire avec oophagie (phénomène de cannibalisme intra-utérin : les embryons dans l'utérus s'alimentent des autres œufs produits par la mère) (Francis et Stevens, 2000 ; Jensen *et al.*, 2002). Les zones de nourricerie se trouvent des deux côtés de l'Atlantique Nord, au large des côtes de l'Europe et des îles britanniques et également au large de l'Amérique du Nord, depuis le Maine jusqu'au Canada. La présence d'embryons a été enregistrée du Maine au Massachusetts et au Canada atlantique (Bigelow et Schroeder, 1948 ; Jensen *et al.*, 2002). Les juvéniles grandissent dans toute l'aire de répartition de l'Atlantique Est (Bigelow et Schroeder, 1948). O'Boyle *et al.* (1998) suggèrent, sur la base des données publiées sur l'Atlantique Nord-Ouest, que l'accouplement a lieu en automne et la parturition au printemps, lorsque les requins-taubes communs remontent des eaux plus profondes vers la surface pour se nourrir intensivement. La ségrégation par taille et par sexe est courante chez les femelles gravides qui, comme cela a été communiqué, se déplacent vers des zones éloignées pendant la gestation et la parturition et restent séparées des mâles et des juvéniles dans des zones de nourricerie distinctes (O'Boyle *et al.*, 1998 ; Jensen *et al.*, 2002).

Dans l'Atlantique Nord-Ouest, Jensen *et al.* (2002) ont observé que toutes les femelles échantillonnées en hiver étaient gravides, ce qui donne à penser qu'il n'y a pas de longue période de repos entre une portée et la suivante, et que le cycle de reproduction des femelles dure une année. Des études récentes ont permis d'observer la présence de femelles matures en état de repos, suggérant que le cycle de reproduction de cette espèce est biennal, comme chez d'autres espèces de la famille des Lamnidae (Natanson *et al.*, 2019). Après une longue période d'accouplement en automne (septembre-novembre), les femelles mettent bas au printemps, à partir d'avril, avec une moyenne de quatre petits (Jensen *et al.*, 2002). La gestation est estimée à 8-9 mois, (Aasen, 1963 ; Jensen *et al.*, 2002), tandis que dans l'Atlantique Nord-Est, on estime qu'elle dure un an (Gauld, 1989).

Maturité

Dans l'Atlantique Nord-Ouest, les mâles atteignent la maturité entre 162 et 185 cm FL et 50% d'entre eux sont matures à 174 cm FL. Les femelles atteignent la maturité entre 210 et 230 cm FL et 50% d'entre elles sont matures à 218 cm FL (Jensen *et al.*, 2002). D'autres estimations de maturité incluent celle d'Aasen (1961), dans l'Atlantique Nord-Ouest, des mâles entre 136 et 181 cm FL et des femelles entre 181 et 226 cm FL. Les mâles arrivent à maturité entre 6 et 10 ans, dont 50% à l'âge de 8 ans, et les femelles atteignent la maturité entre 12 et 16 ans, dont 50% à l'âge de 13 ans (Jensen *et al.*, 2002 ; Natanson *et al.*, 2002). Dans l'Atlantique Nord-Est, le plus petit mâle mature mesurait 140 cm FL et la L50 des mâles a été estimée à 169,5 cm FL. La longueur L50 des femelles a été estimée à 199,5 cm FL, mais les auteurs mentionnent que cette valeur a été estimée sur la base d'un faible nombre de femelles matures, ce résultat ne doit donc pas être étendu à l'ensemble de la population (Jung *et al.*, 2009).

Dans l'Atlantique Sud-Ouest, en Uruguay, il a été observé que la relation entre la longueur à la fourche et la longueur du ptérogopode (CLI) montre une courbe sigmoïdale avec une croissance rapide des ptérogopodes entre 120 et 150 cm. Ainsi, les mâles atteindraient la maturité à environ 150-160 cm. Cette taille est plus proche de celle observée dans le Pacifique Sud-Ouest (140 - 150 cm FL) par Francis et Duffy (2005) que de celle observée dans l'Atlantique Nord-Ouest (174 cm FL) par Jensen *et al.* (2002) et Forselledo (2012).

Ratio des sexes

Kohler *et al.* (2002) ont trouvé un ratio des sexes (mâles : femelles) de 1:1 dans l'Atlantique Nord-Ouest et de 1:0,25 dans l'Atlantique Nord-Est. Aasen (1963) a trouvé un ratio des sexes de 1:1 dans l'Atlantique Nord-Ouest et a observé une augmentation de la taille du requin-taube commun d'Ouest en Est. Dans l'Atlantique Nord-Est, aux Açores, un ratio des sexes d'environ 1:0,5 a été observé, s'agissant de la plus grande différence observée dans le ratio des sexes (Mejuto, 1985 ; Mejuto et Garcés, 1984). Gauld (1989) a observé un rapport mâle/femelle de 1:1,3 au large des îles Shetland dans les eaux écossaises. Toujours dans l'Atlantique Nord-Est, Jung *et al.* (2009) ont observé un ratio global de 1:0,89, ce ratio variant selon les zones d'étude, trouvant dans certaines zones des ratios favorables aux femelles de 1:1,08.

Dans l'Atlantique Sud-Ouest, le ratio des sexes (mâles: femelles) s'est avéré être de 2:1, avec des ratios différents selon les saisons, diminuant entre l'automne et l'été (automne : 3,7:1; hiver: 2,0:1; printemps: 0,9:1; été 1:1). Ces différences de ratio des sexes s'expliquent en partie par une plus grande présence de petits spécimens pendant les mois de printemps et d'été, car différentes proportions des sexes ont également été observées en fonction de la taille (Forselledo, 2012 ; Forselledo *et al.*, 2020). Chez les spécimens de plus de 145 cm, les mâles sont plus nombreux que les femelles dans une proportion de 2,8:1 (Forselledo, 2012).

Fécondité

La taille de la portée est généralement de quatre embryons, mais peut varier de 1 à 5 (Bigelow et Schroeder 1948 ; Gauld, 1989 ; Francis et Stevens, 2000 ; Jensen *et al.*, 2002 ; Forselledo, 2012). Le nombre moyen de petits dans le Pacifique Sud-Ouest, l'Atlantique Nord-Est et l'Atlantique Nord-Ouest était de 3,75, 3,70 et 4 respectivement (Gauld, 1989 ; Francis et Stevens, 2000 ; Jensen *et al.*, 2002 ; Francis *et al.*, 2008). La fréquence des sexes dans les embryons n'est pas significativement différente de 1 (Francis et Stevens, 2000 ; Jensen *et al.*, 2002). En général, on estime que la longueur à la naissance se situe entre 60 et 75 cm TL dans l'Atlantique Nord (Aasen, 1963 ; Compagno, 1984). Dans le Sud-Ouest du Pacifique, la longueur à la naissance est de 58-67 cm FL (Francis et Stevens, 2000). Dans l'Atlantique Sud-Ouest, sur la base des tailles observées sur les embryons et des plus petits spécimens capturés, la taille de mise bas de l'espèce a été estimée à 66 - 67 cm (Forselledo, 2012).

4.e Régime alimentaire

Il n'y a pas beaucoup d'études sur le régime alimentaire de cette espèce, et pour l'instant la plupart des signalements sont anecdotiques. Il s'agit d'un prédateur opportuniste, et son régime alimentaire peut inclure un large éventail de proies, y compris des espèces pélagiques de taille petite à moyenne comme le maquereau, la sardine, le hareng, le calmar et la seiche. Mais il se nourrit également de poissons démersaux, dont la morue, l'églefin, le merlan, le merlu, le poisson des glaces et le poisson de Saint-Pierre. Parmi les proies de l'espèce, certaines espèces de chondrichthyens telles que *Squalus acanthias* et *Galeorhinus galeus* ont également été enregistrées. Contrairement à d'autres espèces de la famille des Lamnidae, aucun reste de mammifère marin ou de grand poisson n'a été enregistré dans les contenus stomacaux (Stevens, 1973 ; Gauld, 1989 ; Compagno, 2001 ; Joyce *et al.*, 2002). Sur la côte Ouest de l'Irlande, le contenu stomacal d'un spécimen de 100 cm a été analysé et on a constaté qu'il ne contenait que les restes de nombreux euphausiacés et de quelques polychètes (Henderson *et al.*, 2003).

Joyce *et al.* (2002) ont mené une étude détaillée sur le régime alimentaire de l'espèce dans l'Atlantique Nord-Ouest, fournissant une description quantitative du régime alimentaire basée sur l'analyse des contenus stomacaux de 1.022 spécimens mesurant entre 85 et 264 cm. Le régime alimentaire de l'espèce s'est avéré être principalement composé de poissons osseux et de céphalopodes. En termes de fréquence d'apparition, les becs de calmar et les restes de poissons osseux non identifiables sont les plus fréquents. Si l'on considère le pourcentage du poids total des contenus stomacaux, les poissons démersaux sont les plus importants. La composition du régime alimentaire change selon les saisons, suivant une migration des eaux profondes vers les eaux peu profondes, avec une plus grande présence de poissons démersaux en automne, alors que les poissons pélagiques et les céphalopodes constituent la majorité du régime alimentaire au printemps.

Dans l'Atlantique Nord-Est, l'analyse de 93 estomacs a permis d'observer que le régime alimentaire du requin-taube commun est principalement composé de deux taxons : les téléostéens et les céphalopodes qui sont présents dans 61,3% et 17,2% des estomacs. Les autres taxons, échinodermes, annélides, gastéropodes et crustacés ne sont présents que dans de très faibles proportions. Parmi les poissons osseux, les principales espèces étaient *Scomber scombrus*, *Merlangius merlangus*, *Micromesistius poutassou* et *Trachurus trachurus*. Les auteurs ont observé que les proies varient en fonction de la zone de capture des spécimens analysés et que chaque proie principale correspond à une espèce présente en grande abondance dans la zone de pêche. Ces résultats confirment la nature omniprésente du requin-taube commun, qui se nourrit aussi bien en eau libre que près du fond au niveau du plateau continental (Jung *et al.*, 2009).

Dans l'Atlantique Sud-Ouest, le régime alimentaire de l'espèce a été analysé, sur la base de 413 spécimens capturés accidentellement dans une pêcherie au chalut qui capture principalement *Macruronus magellanicus* et opère dans les eaux argentines, entre 52° et 56°S. Le contenu de l'estomac a montré que les requins-taupes communs se nourrissent principalement de poissons (88,3%), *M. magellanicus*, *M. australis* et *Sprattus fuegensis* étant les principales espèces rencontrées. Les céphalopodes arrivent en deuxième position (5,8%) et les crustacés en troisième (4,3%). 24,9 % des estomacs étaient vides. Sur la base de ces résultats, le niveau trophique estimé pour les espèces de cette région était de 4,35 (Belleggia *et al.*, 2021). Ces auteurs ont également observé que les petits spécimens se nourrissent de grands et de petits poissons osseux, tandis que les grands spécimens se nourrissent exclusivement de grands poissons osseux (Belleggia *et al.*, 2021).

Une étude des contenus stomacaux de spécimens capturés dans les eaux des îles Kerguelen a révélé la présence de 15 espèces de calmars (principalement sur la base de l'identification du bec) et de plusieurs espèces de poissons osseux du plateau, mésopélagiques et pélagiques. Sur le nombre total d'espèces de calmars identifiées, deux espèces se sont avérées importantes dans le régime alimentaire du requin-taube commun : *Histioteuthis atlantica* représentant 46% du nombre total de becs trouvés et *Todarodes angolensis* représentant 32,5 %. Cette dernière espèce, sur la base de la masse de céphalopodes reconstituée, représentait 56,5 % de la masse totale des céphalopodes. Selon cette étude, l'espèce dans les eaux des îles Kerguelen est un prédateur principalement pélagique, les espèces démersales n'ayant pas une grande importance (Cherel et Duhamel, 2004).

4.f Physiologie

Comme d'autres espèces de la famille des Lamnidae, les requins-taupes communs possèdent la capacité de maintenir leur température corporelle au-dessus de celle de l'eau environnante en générant de la chaleur métabolique (endothermie régionale ; Carey et Teal, 1969 ; Block et Carey, 1985 ; Block et Finnerty, 1994 ; Bernal *et al.*, 2001, 2005). Pour cette espèce en particulier, on a enregistré des températures corporelles de 7 à 11°C supérieures à celles de l'environnement, et il a été rapporté que le requin-taube commun était aussi efficace que le requin-taube bleu (*Isurus oxyrinchus*) pour maintenir la température des organes viscéraux (Carey et Teal, 1969 ; Carey *et al.*, 1981, 1985). Les requins-taupes communs sont parmi les espèces de requins pélagiques les plus tolérantes au froid, ce qui peut suggérer qu'ils ont évolué pour tirer profit de leur capacité de thermorégulation, leur permettant ainsi de rechercher et de se nourrir de proies abondantes dans les eaux froides (Campana et Joyce, 2004).

4.g Mortalité

La mortalité naturelle (M) est l'un des paramètres les plus importants pour une évaluation de stock, mais c'est aussi l'un des paramètres les plus difficiles à estimer, et l'estimation directe est extrêmement rare pour les requins. Par conséquent, M est souvent estimée indirectement à partir des caractéristiques du cycle vital, en utilisant des relations dérivées de la longévité, des longueurs et des paramètres de croissance, en supposant généralement qu'il ne varie pas avec la taille, l'âge et le temps. Chen et Yuan (2006), sur la base des informations publiées sur les paramètres de croissance, ont estimé le taux de mortalité naturelle de l'espèce dans l'Atlantique Nord-Ouest à 0,113 an⁻¹. Lors de la dernière évaluation du stock réalisée par l'ICCAT, Cortés et Semba (2020) ont présenté une estimation des paramètres de la population de l'espèce, où ils ont estimé la valeur de M, pour l'Atlantique Nord-Ouest et pour l'Atlantique Sud, sur la base de différents modèles utilisant les paramètres du cycle vital. Pour l'Atlantique Nord-Ouest, une valeur M constante a été estimée pour tous les âges, comprise entre 0,05 et 0,13 an⁻¹, tandis que la valeur de M par âge variait de 0,18 à 0,21 an⁻¹ pour les requins d'âge 0, et de 0,09 à 0,10 an⁻¹ pour les requins d'âge 25. Pour l'Atlantique Sud, une valeur constante de M a été estimée pour tous les âges entre 0,06 et 0,19 an⁻¹, tandis que la valeur de M par âge variait de 0,18 à 0,22 an⁻¹ pour les requins d'âge 0, et de 0,10 à 0,12 an⁻¹ pour les requins d'âge 25.

En ce qui concerne la mortalité par capture, Coelho *et al.* (2012) ont signalé, pour la pêcherie palangrière pélagique, une mortalité de 30 %, mais sur la base d'un très faible nombre de spécimens capturés (n = 10). Dans l'Atlantique Nord-Ouest, des études menées dans la flottille palangrière canadienne ont révélé des mortalités de 27 % (10 % pour les spécimens sains à bord et 75 % pour les spécimens blessés) (Campana *et al.*, 2016). Plus récemment, ces données ont été actualisées, ce qui a donné lieu à une mortalité suivant la capture de 14 % (6 % pour les spécimens sains et 40 % pour les spécimens blessés). Les auteurs suggèrent que cette différence dans les proportions de spécimens qui meurent est liée aux caractéristiques de manipulation lors du marquage, les animaux étant marqués auparavant à bord des navires et à présent dans l'eau (Bowlby *et al.*, 2020b). Dans la même zone, une étude sur la mortalité suivant la capture des requins-taupes communs capturés dans les pêches à la canne et moulinet a montré que 100 % des spécimens avaient survécu après avoir été relâchés (Anderson *et al.*, 2021).

Mas *et al.* (2020) ont analysé les informations sur la mortalité par capture à la palangre dans l'Atlantique Sud-Ouest en ajustant un modèle mixte additif généralisé (GAMM) prenant en compte des covariables biologiques, environnementales et opérationnelles. Les résultats ont montré que les palangres profondes (ciblant les thonidés) ont une mortalité par hameçon plus faible que les palangres peu profondes (ciblant l'espadaon ou les requins). La longueur, la température de surface de la mer et le sexe étaient également des covariables importantes, et la mortalité par hameçon augmentait avec la longueur et la température, étant plus faible chez les femelles que chez les mâles. Les auteurs suggèrent que les différences observées dans la mortalité par hameçon entre les palangres profondes et peu profondes pourraient être liées à la longueur des avançons. Les palangres profondes utilisent des avançons plus longs qui pourraient permettre des mouvements moins restreints aux poissons capturés. D'autre part, les avançons plus courts des palangres de surface pourraient restreindre les mouvements au point de limiter la capacité des poissons à se ventiler de manière adéquate, diminuant ainsi leurs chances de survie. Les auteurs reconnaissent également que le temps de repos de l'engin de pêche est une variable importante qui devrait être incluse dans les analyses futures.

5. Biologie des pêcheries

5.a. Populations/Structure du stock

Au sein de l'ICCAT, la structure des stocks de requins-taupes communs a été abordée et discutée dans les évaluations récentes (Anon., 2010 ; Anon., 2020). Selon les informations disponibles, quatre stocks de gestion sont considérés pour cette espèce, à savoir l'Atlantique Nord-Ouest, l'Atlantique Nord-Est, l'Atlantique Sud-Ouest et l'Atlantique Sud-Est. Les limites définies dans le manuel de l'ICCAT sont utilisées pour la délimitation de ces stocks (voir : Définitions géographiques de l'ICCAT, Version : 2016.02, ICCAT 2006-2016).

Une différenciation génétique claire entre les spécimens de l'hémisphère Nord et ceux de l'hémisphère Sud a été signalée par plusieurs auteurs (Kitamura et Matsunaga, 2010 ; Testerman, 2014 ; González *et al.*, 2021). Testerman (2014) a proposé que les hémisphères Nord et Sud soient gérés comme deux stocks séparés et génétiquement distincts.

Dans l'Atlantique Nord, les données de marquage et de récupération des marques conventionnelles (Stevens, 1990 ; Campana *et al.*, 1999 ; Kohler et Turner, 2001 ; Kohler *et al.*, 2002 ; Kohler et Turner, 2019), ainsi qu'avec des marques reliées par satellite (Campana *et al.*, 2010 ; Pade *et al.*, 2009 ; Saunders *et al.*, 2010 ; Biais *et al.*, 2017), soutiennent l'idée de mouvements restreints entre les spécimens de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'Atlantique Nord-Est, ce qui prouve clairement que ces deux stocks sont séparés (Anon., 2020). Bien que Testerman (2014) n'ait trouvé aucune preuve génétique permettant de différencier les stocks de requins-taupes communs de l'Atlantique Nord oriental et occidental, il a été noté que, génétiquement, il n'y a qu'environ 30-150 migrants par génération ou environ 2-12 migrants par an entre les stocks. Bien qu'aucune différenciation génétique n'ait été trouvée entre les stocks du Nord-Est et du Nord-Ouest, le recrutement génétique entre ces zones est faible et devrait être considéré comme deux stocks (Testerman, 2014).

Pour l'Atlantique Sud, il y a peu ou pas d'informations disponibles sur les études de marquage conventionnel ou par satellite pour aider à la discussion sur la définition des stocks. En outre, les résultats basés sur les analyses génétiques n'ont pas permis de définir l'existence d'une ou plusieurs sous-populations (Kitamura et Matsunaga, 2010 ; Testerman, 2014). Les informations provenant des données des observateurs de la pêche palangrière japonaise, ainsi que les informations provenant des campagnes de recherche dans les océans Atlantique, Pacifique et Indien, indiquent qu'il existe une distribution continue de l'espèce dans les trois océans et qu'elle s'étend de 20° à 60° de latitude Sud (Semba *et al.*, 2013). Malgré cette distribution continue, on a constaté que les tendances des indices de population varient dans l'espace (Hoyle *et al.*, 2017a) et que l'échelle spatiale de l'hémisphère Sud est très grande par rapport aux taux de mouvement observés (Francis *et al.*, 2015). À des fins de gestion des pêcheries, il a déjà été suggéré que, compte tenu de ces facteurs, il est peu probable que la population soit constituée d'une population unique bien mélangée et qu'il serait préférable de modéliser la population globale en unités d'évaluation distinctes définies par la longitude (Hoyle *et al.*, 2017b). Le résultat de cette étude subdivise l'hémisphère Sud en cinq sous-populations : Atlantique Ouest, Atlantique Est et Indien Ouest, Indien Est, Pacifique Ouest, Pacifique Est (Hoyle *et al.*, 2017b).

Lors de la réunion d'évaluation de l'ICCAT en 2020, les informations disponibles sur l'espèce dans l'Atlantique Sud ont été évaluées et discutées, suggérant l'existence d'un seul stock. En fait, il est suggéré qu'il pourrait y avoir un seul stock méridional qui s'étende entre les bassins des océans Atlantique, Indien et Pacifique. Malgré cela, le Groupe d'espèces sur les requins de l'ICCAT a recommandé de laisser les unités de gestion telles qu'elles ont été définies en deux unités de stock, le Sud-Ouest et le Sud-Est. Il a également été suggéré de mener des recherches supplémentaires sur la structure du stock afin de déterminer une unité de stock appropriée (Anon., 2020).

5.b Description des pêcheries

Le requin-taube commun (*Lamna nasus*) est capturé par une grande variété d'engins de pêche dans toute son aire de répartition. Dans l'océan Atlantique, il est capturé dans les palangres de surface, profondes et de fond, les chaluts pélagiques et de fond, les filets maillants, les lignes à main, les pêcheries sportives, et est principalement capturé comme prise accessoire dans les pêcheries à la palangre pélagique ciblant les thonidés et l'espadon (Bonfil, 1994 ; Anon., 2005). Historiquement, il s'agissait de l'une des espèces de requins ayant la plus grande valeur commerciale en Europe (Gauld, 1989). Elle est donc exploitée commercialement depuis le début des années 1800, principalement par des pêcheurs scandinaves dans les eaux de l'Atlantique Nord (Gauld, 1989 ; Compagno, 2001 ; Cavanagh, 2005).

Dans l'Atlantique Nord-Est, les pêcheries dirigées de *Lamna nasus* en mer du Nord et au large des côtes écossaises ont été menées principalement par des navires norvégiens et, dans une moindre mesure, danois, et dans le Sud et l'Ouest de l'Angleterre par des navires français (Cavanagh, 2005). La pêcherie norvégienne, active dans les années 1930 et 1940, était la principale pêche de *L. nasus* dans l'Atlantique Nord-Est après la Seconde Guerre Mondiale (Gauld, 1989), mais elle a diminué fortement depuis les années 1960 (ICES, 1995 ; Cavanagh, 2005). Des pêcheries ciblées sur l'espèce ont également été menées dans le golfe de Gascogne et la mer Celtique (Pawson et Vince, 1999). Les débarquements dans la zone de ICES ont diminué depuis la fin des années 1940 et sont restés relativement stables du milieu des années 1960 jusqu'en 2010. En 2010, le total des prises admissibles (TAC) a été ramené à zéro et il a été interdit aux navires de l'Union européenne de débarquer des requins-taupes communs provenant des eaux internationales (ICES, 2019). Depuis 2015, il est interdit aux navires de l'Union européenne de débarquer des requins-taupes communs provenant de toutes les zones (UE, 2019).

Dans l'Atlantique Nord-Ouest, la population de requins-taupes communs a fait l'objet de prises annuelles allant jusqu'à 9.000 t au début des années 1960, avant que la pêcherie ne s'effondre en 1967. Des captures faibles, et apparemment durables, d'environ 350 t dans les années 1970 et 1980 ont permis au stock de se rétablir partiellement, avant qu'une nouvelle pêcherie n'apparaisse au début des années 1990. Les pêcheurs canadiens et américains ont commencé à cibler cette espèce au début des années 1990 (O'Boyle *et al.*, 1998). La réponse du stock à la reprise de la pression de pêche n'était pas tout à fait claire, mais une analyse de la dynamique de la population a suggéré que l'abondance du stock avait à nouveau diminué (Campana *et al.*, 2002b) et s'est effondrée une seconde fois (Campana *et al.*, 2008).

Dans l'Atlantique Sud, l'espèce a été capturée par diverses flottilles qui y opèrent, principalement comme prise accessoire dans les pêcheries à la palangre pélagique, mais, dans la plupart des cas, elle est retenue à bord pour être commercialisée (Amorim *et al.*, 1998 ; Domingo *et al.*, 2002 ; Basson *et al.*, 2007 ; Semba *et al.*, 2013 ; Forselledo *et al.*, 2017 ; Anon., 2020 ; Mejuto *et al.*, 2020). L'espèce est également capturée en tant que prise accessoire dans les pêcheries à la palangre de fond, au chalut de fond et au chalut pélagique (Forselledo et Domingo, 2015 ; Cortés et Waessle, 2017).

La **figure 3** montre la capture nominale (en tonnes) de requin-taupe commun dans l'océan Atlantique, déclarée à l'ICCAT dans le cadre de la tâche 1 pour la période 1950-2020 (résumé exécutif sur les requins). Il est très probable que ces valeurs soient sous-estimées, car il existe toujours des débarquements non déclarés de l'espèce, et les déclarations sur les spécimens rejetés morts restent très limitées (Anon., 2020). Les captures de cette espèce ont diminué dans tout l'océan Atlantique, principalement en raison des mesures de gestion imposées pour cette espèce. En 2019, les captures ont atteint un peu plus de 16,2 tonnes pour toutes les zones de la Convention de l'ICCAT, dont 15,6 t correspondant au stock de l'Atlantique Nord-Ouest.

5.c État des stocks

De nombreuses pêcheries de requins ont été associées à des cycles de « croissance et décroissance » (Stevens *et al.*, 2005). L'un des exemples les plus connus est celui de la pêcherie de requin-taupe commun dans l'Atlantique Nord, où les captures sont tombées en dessous de 2.000 t environ dix ans après avoir atteint un pic de 11.000 t en 1964, et après un rétablissement partiel, se sont effondrées une deuxième fois (Compagno, 1990 ; O'Boyle *et al.*, 1998 ; Campana *et al.*, 2002b ; Campana *et al.*, 2008).

En 2009, le Groupe d'espèces sur les requins de l'ICCAT, en collaboration avec le CIEM, a réalisé une évaluation du stock de requins-taupes communs, qui a conclu que, selon les informations disponibles, les populations de requins-taupes communs dans l'océan Atlantique Nord sont tombées en dessous des valeurs de production maximale équilibrée (PME). En outre, bien que des pays comme le Canada aient établi un régime de capture prudent, on estime qu'en raison de la faible productivité de l'espèce, il faudra des décennies pour que le stock se rétablisse (Anon., 2010). L'évaluation a conclu que les données existantes dans l'Atlantique Sud sont trop limitées pour fournir des informations solides sur l'état du stock. Les données indiquent un déclin potentiel de l'abondance en dessous de la PME et des mesures de précaution devraient être envisagées (Anon., 2010).

En 2020, l'ICCAT a réalisé une nouvelle évaluation du stock de requin-taupe commun de l'Atlantique (Anon., 2020). Les résultats de l'évaluation du stock sont présentés ci-dessous. Deux approches de modélisation ont été utilisées dans l'évaluation pour évaluer l'état des stocks. La première, l'approche de l'évaluation de la durabilité des effets de la pêche « SAFE » (*Sustainability Assessment of Fisheries Effects*), a été utilisée pour déterminer si les stocks de l'Atlantique Nord et Sud étaient victimes de surpêche. La seconde, le modèle de prises accessoires (ICM), a été utilisé pour évaluer si le stock de l'Atlantique Nord-Ouest était actuellement surexploité et pour déterminer la capacité du stock face à de futures ponctions.

Les résultats de l'approche « SAFE » ont indiqué que le requin-taube commun n'est pas victime de surpêche dans l'Atlantique Nord ou Sud. Il a été noté que, bien qu'il s'agisse d'une approche pauvre en données, les résultats de l'état de surpêche étaient robustes par rapport à la courbe de sélectivité supposée et à la valeur de la mortalité postérieure à la remise à l'eau utilisée dans le calcul de la mortalité post-capture. Le Groupe a noté que, pour l'Atlantique Sud, les résultats sont cohérents avec ceux de l'évaluation de l'hémisphère Sud, et que les valeurs de F/F_{PME} des deux études sont d'une ampleur relativement similaire (0,063, gamme : 0,046 à 0,083 pour 2006-2014 dans l'évaluation de l'hémisphère Sud contre 0,107 à 0,119 pour 2010-2018 dans l'analyse « SAFE »).

Pour le stock du Nord-Ouest, toutes les formulations du modèle ICM indiquent une tendance au rétablissement depuis 2001, bien que la biomasse en 2018 n'ait été que de 57 % de la biomasse au point de référence SPRmer et qu'il soit prévu que le stock soit surexploité avec une probabilité de 98%. Il existe des signaux contradictoires concernant l'état de surpêche (l'approche « SAFE » indiquant qu'il n'y a pas de surpêche et la méthode exploratoire basée sur la taille suggérant une surpêche), mais avec la forte réduction des ponctions récentes, le Groupe ne considère pas qu'il est probable que le stock subisse une surpêche si les ponctions totales (débarquements, rejets de spécimens morts et mortalités après remise à l'eau non déclarés) ne dépassent pas de beaucoup ce que le Groupe a estimé comme ponctions. Cependant, étant donné que l'ampleur des rejets de spécimens morts reste incertaine et que les mortalités après la remise à l'eau ne sont pas incorporées dans la remise à l'eau, une incertitude considérable demeure quant à l'état de surpêche.

Compte tenu de la sous-déclaration des ponctions et de l'état actuellement faible du stock de l'Atlantique Nord-Ouest, le Groupe recommande que les captures ne dépassent pas les niveaux actuels pour permettre au stock de se rétablir. Bien que la matrice de Kobe puisse laisser penser que certaines augmentations des captures pourraient permettre un éventuel rétablissement à long terme, l'évaluation suggère que le stock est suffisamment productif pour se rétablir dans un délai beaucoup plus court si les captures sont maintenues à un niveau inférieur. Ceci est cohérent avec la Rec. 11-13 selon laquelle les stocks surexploités devraient être rétablis dans une période aussi courte que possible. Toutefois, les délégués de la Commission doivent savoir que les ponctions réelles (en particulier les rejets de spécimens morts et les mortalités de poissons vivants après la remise à l'eau) sont plus élevées que ce qui a été déclaré et que la matrice de Kobe est très optimiste, dans la mesure où les ponctions sont sous-déclarées. En ce qui concerne les stocks de l'Atlantique Sud, le Groupe n'a pas été en mesure de tirer des conclusions sur l'état de surexploitation des stocks.

En ce qui concerne les requins-taupes communs de l'hémisphère Sud, les résultats de l'évaluation de l'état du stock présentés en 2017 à la Commission des pêches du Pacifique occidental et central (WCPFC) indiquent de faibles taux de mortalité par pêche dans les trois régions composant la zone d'évaluation et un faible risque lié à la pêche commerciale pélagique à la palangre pour les requins-taupes communs dans le domaine spatial de l'évaluation. Ces résultats sont cohérents avec les tendances observées dans les indicateurs de taux de capture dans l'ensemble de l'aire de répartition de la population de requins-taupes communs dans l'hémisphère Sud, qui dans la plupart des cas montrent des taux de capture stables ou en augmentation (Hoyle *et al.*, 2017b).

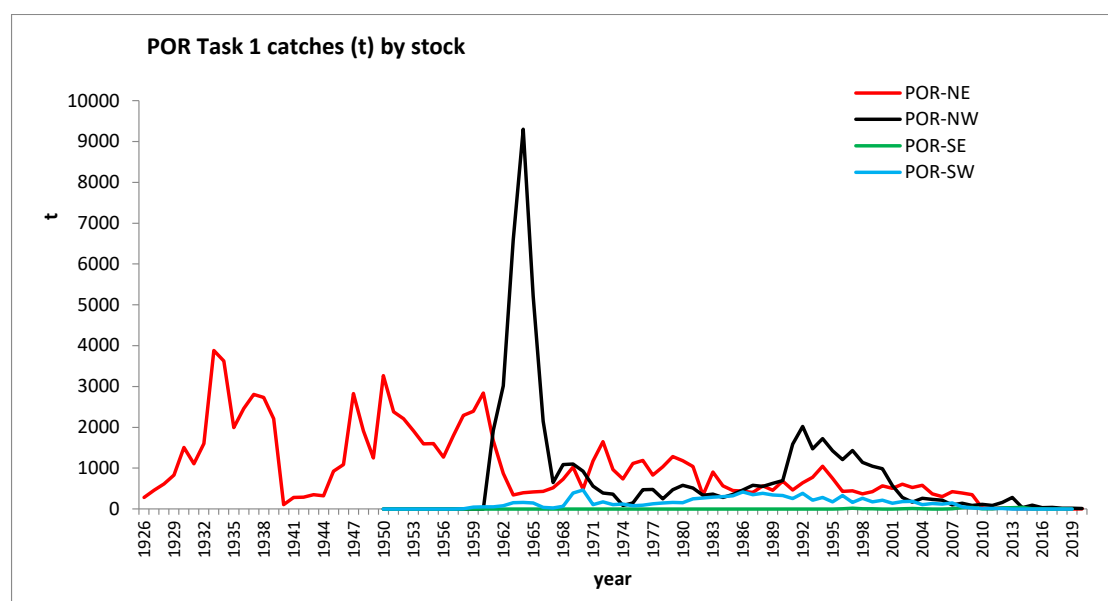


Figure 3. Prises nominales (tonnes) de requin-taube commun dans chacun des 4 stocks considérés dans l'océan Atlantique, telles que déclarées à l'ICCAT dans le cadre de la tâche 1 pour la période 1950-2020 (Anon., 2022).

6. Bibliographie

- Aasen, O. 1961. Some observations on the biology of the porbeagle shark (*Lamna nasus* L.). ICES, C.M. 1961/Near North Seas Committee N° 109: 1-7.
- Aasen, O. 1963. Length and growth of the porbeagle (*Lamna nasus* Bonnaterre) in the Northwest Atlantic. Fiskeridirektoratets skrifter, Serie Havundersøkelser 13(6): 20-37.
- Amorim, A.F., Arfelli, C.A., Fagundes, L. 1998. Pelagic elasmobranchs caught by longliners off Southern Brazil during 1974-97: an overview. Marine and Freshwater Research 49: 621-632.
- Anderson, B.N., Bowlby, H.D., Natanson, L.J., Coelho, R., Cortés, E., Domingo, A, Sulikowski, J.A. 2021. Preliminary estimate of post-release survival of immature porbeagles caught with rod-and-reel in the Northwest Atlantic Ocean. Marine Ecology Progress Series 660: 153-159.
- Anonymous. 2005. Report of the 2004 Intersessional Meeting of the ICCAT Subcommittee on Bycatch: shark stock assessment. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 58(3): 799-890.
- Anonymous. 2010. Report of the 2009 Porbeagle Stock Assessment Meeting. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 65(6): 1909-2005.
- Anonymous. 2020. Report of the ICCAT 2020 Porbeagle stock assessment meeting. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 77(6): 1-88.
- Basson, J., Petersen, S.L., Duarte, A., Nel, D. C. 2007. The impact of longline fisheries on pelagic and demersal sharks in the Benguela Current Large Marine Ecosystem. In Petersen, S., Nel, D., Omardien, A. (eds). Towards an Ecosystem Approach to Longline Fisheries in the Benguela: An assessment of impacts on seabirds, sea turtles and sharks. WWF South Africa Report Seri-s - 2007/Marine/001.
- Bauchot, M.L. 1987. Requins. In: Fischer, W., Bauchot, M.L., Schneider, M. (rédacteurs 1987). Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. (Révision 1). Méditerranée et mer Noire. Zone de pêche 37. Volume II. Vertébrés. Publication préparée par la FAO, résultat d'un accord entre la FAO et la Commission des Communautés Européennes (Projet GCP/INT/422/EEC) financée conjointement par ces deux organisations. Rome, FAO, Vol.2: pp 767-843.
- Bernal, D., Dickson, K.A., Shadwick, R.E., Graham, J.B. 2001. Review: Analysis of the evolutionary convergence for high performance swimming in lamnid sharks and tunas. Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology 129: 695-726.
- Bernal, D., Donley, J.M., Shadwick, R.E., Syme, D.A. 2005. Mammal-like muscles power swimming in a cold-water shark. Nature 437: 1349-1352.
- Biais, G., Coupeau, Y., Séret, B., Calmettes, B., Lopez, R., Hetherington, S., Righton, D. 2017. Return migration patterns of porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the Northeast Atlantic: implications for stock range and structure. ICES Journal of Marine Science 74 (5): 1268 - 1276.
- Bigelow, H.B., Schroeder, W.C. 1948. Sharks. In: Bigelow, H. B., Pérez Farfante, I., Schroeder, W.C. Fishes of the western North Atlantic, Part I: Lancelets, Cyclostomes, Sharks. Memoirs of the Sears Foundation for Marine Research 1 (1): 59-576.
- Biscoito, M., Ribeiro, C., Freitas, M. 2018. Annotated checklist of the fishes of the archipelago of Madeira (NE Atlantic): I-Chondrichthyes. Zootaxa 4429(3): 459-494.
- Block, B.A., Carey, F.G. 1985. Warm brain and eye temperatures in sharks. Journal of Comparative Physiology B: Biochemical, Systemic, and Environmental Physiology 156: 229-236.
- Block, B.A., Finnerty, J.R. 1994. Endothermy in fishes: A phylogenetic analysis of constraints, predispositions, and selection pressures. Environmental Biology of Fishes 40: 283-302.
- Bowlby, H.D., Taylor, N., Carlson, J. 2020a. Quantifying horizontal overlap between longline fleets and porbeagle distribution for ecological risk assessment. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT 77(6): 169-179.
- Bowlby, H.D., Joyce, W., Benoit, H., Sulikowski, J. 2020b. Evaluation of post-release mortality for porbeagle and shortfin mako sharks from the Canadian pelagic longline fishery. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT 76(10): 365-373.
- Cameron, L.W., Roche, W., Green, P., Houghton, J.D., Mensink, P.J. 2018. Transatlantic movement in porbeagle sharks, *Lamna nasus*. Fisheries Research 207: 25-27.
- Campana, S.E., Joyce, W.N. 2004. Temperature and depth associations of porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the Northwest Atlantic. Fisheries Oceanography 13(1): 52-64.

- Campana, S., Marks, L., Joyce, W., Hurley, P., Showell, M., Kulda, D. 1999. An analytical assessment of the porbeagle shark, *Lamna nasus*, population in the Northwest Atlantic. CSAC Res. Doc. 99/158.
- Campana, S.E., Natanson, L.J., Myklevoll, S. 2002a Bomb dating and age determination of large pelagic sharks. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 59: 450–455.
- Campana, S.E., Joyce, W., Marks, L., Natanson, L.J., Kohler, N.E., Jensen, C. F. 2002b. Population Dynamics of the Porbeagle in the Northwest Atlantic Ocean. North American Journal of Fisheries Management 22(1): 106-121.
- Campana, S.E., Joyce, W., Marks, L., Hurley, P., Natanson, L.J., Kohler, N.E., Jensen, C.F., Mello, J.J., Pratt, H.L., Myklevoll, S., Harley, S. 2008. The Rise and Fall (Again) of the Porbeagle Shark Population in the Northwest Atlantic. In: Camhi, M., Pikitch, E.K., Babcock, E. (Eds.). Sharks of the open Ocean. Blackwell Scientific UK., 536 pp.
- Campana, S.E., Joyce, W., Fowler, M. 2010. Subtropical pupping ground for a cold-water shark. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 67: 769-773.
- Campana, S.E., Joyce, W., Fowler, M., Showell, M. 2016. Discards, hooking, and post-release mortality of porbeagle (*Lamna nasus*), shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*), and blue shark (*Prionace glauca*) in the Canadian pelagic longline fishery. ICES J. Mar. Sci.73:520528.
- Carey, F.G., Teal, J.M. 1969. Mako and Porbeagle: warm bodied sharks. Comparative Biochemistry and Physiology 28(1): 199-204.
- Carey, F.G., Casey, J.G., Pratt, H.L. Jr., Urquhart, D., McCosker, J.E. 1985. Temperature, heat production and heat exchange in lamnid sharks. Memoirs of the Southern California Academy of Sciences 9: 92-108.
- Carey, F.G., Casey, J.G., Pratt, H.L., Urquhart, D., McCosker, J.E. 1985. Temperature, heat production and heat exchange in lamnid sharks. Memoirs of the Southern California Academy of Sciences 9: 92–108.
- Castro, J.I. 1983. The sharks of North American waters. Texas A&M Univ. Press, College Station, TX, 180 pp.
- Cavanagh, R.D. 2005. Regional Overviews. In: Fowler, S.L., Cavanagh, R.D., Camhi, M., Burgess, G.H., Cailliet, G.M., Fordham, S.V., Simpfendorfer, C.A., Musick, J. A. (comp. and ed.). 2005. Sharks, Rays and Chimaeras: The Status of the Chondrichthyan Fishes. Status Survey. IUCN/SSC Shark Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. x + 461 pp.
- Chen, P., Yuan, W. 2006. Demographic analyses based on growth parameters of sharks. Fisheries Research 78: 374-379.
- Cherel, Y., Duhamel, G. 2004. Antarctic jaws: cephalopod prey of sharks in Kerguelen waters. Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers 51(1): 17-31.
- Coelho, R., Fernandez-Carvalho, J., Lino, P.G., Santos, M.N. 2012. An overview of the hooking mortality of elasmobranchs caught in a swordfish pelagic longline fishery in the Atlantic Ocean. Aquatic Living Resources 25: 311–319.
- Compagno, L.J.V. 1984. FAO species catalogue. Vol. 4. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Part 2. Carcharhiniformes. FAO Fish. Synop. (125, Vol. 4, Part 2), 655 p.
- Compagno, L.J.V. 2001. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Volume 2. Bullhead, mackerel and carpet sharks (Heterodontiformes, Lamniformes and Orectolobiformes). FAO Species Catalogue for Fishery Purposes. No. 1, Vol. 2. Rome, FAO. 2001. 269p.
- Cortés, F., Waessle, J.A. 2017. Hotspots for porbeagle shark (*Lamna nasus*) bycatch in the southwestern Atlantic (51°S–57°S). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 74(7): 1100-1110.
- Cortés, E., Semba, Y. 2020. Estimates of vital rates and population dynamics parameters of interest for porbeagle shark in the Western North Atlantic and South Atlantic Ocean. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 77 (6): 118-131.
- Domingo, A., Mora, O., Cornes, M. 2002. Evolución de las capturas de elasmobranchios pelágicos en la pesquería de atunes de Uruguay, con énfasis en los tiburones azul (*Prionace glauca*), moro (*Isurus oxyrinchus*) y porbeagle (*Lamna nasus*). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 54 (4): 1406-1420.
- Domingo, A., Cortés, E., Forselledo, R., Driggers, W. 2010. Guía para la identificación de tiburones del océano Atlántico. Publicación de la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico. https://www.iccat.int/Documents/SCRS/Guide_ID_Sharks_SPA-1.pdf

- Ebert, D.A., Stehmann, M.F.W. 2013. Sharks, batoids, and chimaeras of the North Atlantic FAO Species Catalogue for Fishery Purposes. No. 7. Rome, FAO. 523 pp.
- Ebert, D.A., Fowler, S., Compagno, L.J.V. 2013. Sharks of the world: A fully illustrated guide. Devon, England: Wild Nature Press.
- EU. 2019. Council Regulation (EU) 2019/124 of 30 January 2019 fixing for 2019 the fishing opportunities for certain fish stocks and groups of fish stocks, applicable in Union waters and, for Union fishing vessels, in certain non-Union waters. Official Journal of the European Union, L 29: 1–166. <http://data.europa.eu/eli/reg/2019/124/oj>.
- Forselledo, R. 2012. Distribución, estructura poblacional y aspectos reproductivos del tiburón pinocho *Lamna nasus* (Bonaterre, 1788) en el Atlántico Sudoccidental. Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias, UDELAR, Montevideo, Uruguay. 42pp.
- Forselledo, R., Domingo, A. 2015. Plan de Acción Nacional para la Conservación de Condrictios en las Pesquerías Uruguayas. In: A. Domingo, Forselledo, R., Jiménez, S. (Eds.), Revisión de Planes de Acción Nacional para la Conservación de Aves Marinas y Condrictios en las Pesquerías Uruguayas. Montevideo, Uruguay: MGAP-DINARA. pp. 155–173.
- Forselledo, R., Mas, F., Domingo, A., Hoyle, S.D. 2017. Standardized CPUE of porbeagle shark (*Lamna nasus*) caught by the Uruguayan pelagic longline fleet in the Southwestern Atlantic Ocean (1982-2012). WCPFC-SC13-2017/SA-IP-18.
- Francis, M.P., Stevens, J.D. 2000. Reproduction, embryonic development and growth of the porbeagle shark, *Lamna nasus*, in the South-west Pacific Ocean. Fishery Bulletin 98(1):41– 63.
- Francis, M.P., Campana, S.E., Jones, C.M. 2007. Age under-estimation in New Zealand porbeagle sharks (*Lamna nasus*): is there an upper limit to ages that can be determined from shark vertebrae? Marine and Freshwater Research, 58, 10-23.
- Francis, M.P., Natanson, L.J., Campana, S.E. 2008. The biology and ecology of the porbeagle shark, *Lamna nasus*. In: Camhi, M., Pikitch, E.K., Babcock, E. (Eds.). Sharks of the open Ocean. Blackwell Scientific UK., 536 pp.
- Francis, M.P., Holdsworth, J.C., Block, B.A. 2015. Life in the open ocean: seasonal migration and diel diving behaviour of Southern Hemisphere porbeagle sharks (*Lamna nasus*). Marine Biology, 162(11): 2305-2323.
- Gauld, J.A. 1989. Records of porbeagles landed in Scotland, with observations on the biology, distribution and exploitation of the species. DAFS Scottish Fisheries Research Report 4:1-15.
- González, M.T., Sepúlveda, F.A., Zárate, P.M., Baeza, J.A. 2021. Regional population genetics and global phylogeography of the endangered highly migratory shark *Lamna nasus*: Implications for fishery management and conservation. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 31: 620– 634.
- Henderson, A., Flannery, K., Dunne, J. 2003. Biological Observations on Shark Species Taken in Commercial Fisheries to the West of Ireland. Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy 103B(1): 1-7.
- Hennache, C., Jung, A. 2010. Étude de la pêche palangrière de requin taupe d' île d'Yeu. Rapport Final. Association pour l'étude et la conservation des sélaciens (APECS). http://www.asso-pecs.org/IMG/pdf/APECS_EPPARTIY_Rapport_final_BD.pdf. 64pp.
- Hoyle, S.D., Semba, Y., Kai, M., Okamoto, H. 2017a. Development of porbeagle shark stock abundance indicators using Japanese data. New Zealand Fisheries Assessment Report 2017/07.
- Hoyle, S.D., Edwards, C.T.T., Roux, M.-J., Clarke, S.C., Francis, M.P. 2017b. Southern Hemisphere porbeagle sharks stock status assessment. WCPFC-SC13-2017/SA-WP-12 (rev. 1).
- ICCAT. 2006-2016. Manual de ICCAT. Comisión internacional para la conservación del atún Atlántico. En: Publicaciones ICCAT [on line]. Actualizado 2016. [Citado 27/01/2009]. ISBN (Edición electrónica): 978-92-990055-0-7.
- ICES. 1995. Report of the Study Group Elasmobranch Fishes, 15–18 August 1995. ICES CM 1995/G:3.
- ICES. 2017. Report of the Working Group on Elasmobranchs (2017), 31 May 7 June 2017, Lisbon, Portugal. ICESCM2017/ACOM:16.1018p.
- ICES. 2019. Porbeagle (*Lamna nasus*) in subareas 1–10, 12, and 14 (the Northeast Atlantic and adjacent waters). In Report of the ICES Advisory Committee, 2019. ICES Advice 2019, por.27.nea, <https://doi.org/10.17895/ices.advice.4831>.

- Jensen, C.F., Natanson, L.J., Pratt, H.L., Kohler, N.E., Campana, S.E. 2002. The reproductive biology of the porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the western North Atlantic Ocean. *Fishery Bulletin* 100(4): 727-738.
- Joyce, W.N., Campana, S.E., Natanson, L.J., Kohler, N.E., Pratt, H.L. 2002. Analysis of stomach contents of the porbeagle shark (*Lamna nasus* Bonnaterre) in the Northwest Atlantic. *ICES Journal of Marine Science* 59(6): 1263-1269.
- Jung, A. 2009. Preliminary results on the French fishery that targeted porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the Northeast Atlantic Ocean: Biology and catch statistics. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 64(5): 1693-1702.
- Jung, A., Lorrain, A., Cherel, Y., Priac, A., Baillon, S., Campana, S. 2009. Data On French Targeted Porbeagle (*Lamna nasus*) Fishery in The Northeast Atlantic Ocean: Captures and Biological Parameters. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 64(5): 1693-1702. Sesión conjunta ICES-ICCAT de evaluación del stock de marrajo sardinero. Copenhagen, Dinamarca, 22 al 27 de junio de 2009.
- Kitamura, T., Matsunaga, H. 2010. Population structure of porbeagle (*Lamna nasus*) in the Atlantic Ocean as inferred from mitochondrial DNA control region sequences. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 65(6): 2082-2087.
- Kohler, N.E., Casey J.G., Turner, P.A. 1995. Length-weight relationships for 13 species of sharks from the western North Atlantic. *Fish. Bull.* 93:412-418.
- Kohler, N.E., Casey, J.G., Turner, P.A. 1998. NMFS Cooperative Shark Tagging Program, 1962–93: An atlas of shark tag and recapture data. *Marine Fisheries Review* 60(2): 1–87.
- Kohler, N.E., Turner, P.A. 2001. Shark tagging: A review of conventional methods and studies. *Environmental Biology of Fishes* 60: 191–223.
- Kohler, N.E., Turner, P.A., Hoey, J.J., Natanson, L.J., Briggs, R. 2002. Tag and recapture data for three pelagic shark species: blue shark (*Prionace glauca*), shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*), and porbeagle (*Lamna nasus*) in the North Atlantic Ocean. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 54(4): 1231-1260.
- Kohler, N.E., Turner, P.A. 2019. Distributions and Movements of Atlantic Shark Species: A 52 Year Retrospective Atlas of Mark and Recapture Data. *Marine Fisheries Review* 81(2): 1-93.
- Last, P.R., Stevens, J.D. 1994. *Sharks and Rays of Australia*. CSIRO Australia, pp. i-ix, 1-513.
- Lucifora, L.O., Menni, R.C. 1998. First record of a porbeagle shark, *Lamna nasus*, in brackish waters of Mar Chiquita Lagoon, Argentina. *Cybiurn* 22: 87-88.
- Mas, F., Forselledo, R., Domingo, A. 2014. Length-length relationships for six pelagic shark species commonly caught in the southwestern Atlantic Ocean. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 70(5): 2441-2445.
- Mas, F., Forselledo, R., Jiménez, S., Domingo, A. 2020. Hooking mortality of porbeagle shark (*Lamna nasus*) in pelagic longline fisheries in the southwestern Atlantic Ocean. SCRS/P/2020/034. Report of the ICCAT 2020 Porbeagle stock assessment meeting. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 77(6): 1-88.
- McMillan, P.J., Francis, M.P., James, G.D., Paul, L.J., Marriott, P., Mackay, E., Wood, B.A., Stevens, D.W., Griggs, L.H., Baird, S.J., Roberts, C.D., Stewart, A.L., Struthers, C.D., Robbins, J.E. 2019. *New Zealand fishes. A field guide to common species caught by bottom, midwater, and surface fishing*. New Zealand Aquatic Environment and Biodiversity Report No. 208.
- Mejuto, J. 1985. Associated catches of sharks, *Prionace glauca*, *Isurus oxyrinchus*, and *Lamna nasus* with NW and N Spanish swordfish fishery, in 1984. ICES, C.M. 1985/H:42 Pelagic Fish Committee: 1-16.
- Mejuto, J., Garcés, A.G. 1984. Shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, and porbeagle, *Lamna nasus*, associated with longline swordfish fishery in NW and N Spain. ICES, C.M. 1984/G:72 Demersal Fish Committee, Ref. Pelagic Fish Cttee: 1-10.
- Mejuto, J., Ramos-Cartelle, A., García-Cortés, B., Fernández-Costa, J. 2020. Size and area distribution of porbeagle (*Lamna nasus*) inferred from a data mining in the Spanish longline fishery targeting swordfish (*Xiphias gladius*) in the Atlantic for the 1987-2017 period. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 77(6): 89-117.
- Nakaya, K. 1971. Descriptive notes on a porbeagle, *Lamna nasus*, from Argentine waters, compared with the North Pacific salmon shark, *Lamna ditropis*. *Bulletin of the Faculty of Fisheries, Hokkaido University* 21: 269-279.
- Natanson, L.J., Mello, J.J., Campana, S.E. 2002. Validated age and growth of the porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the western North Atlantic Ocean. *Fishery Bulletin* 100(2): 266-278.
- O'Boyle, R.N., Fowler, G.M., Hurley, P.C.F., Joyce, W., Sjewell, M.A. 1998. Update on the status of NAFO SA 3-6 porbeagle shark, *Lamna nasus*. CSAS Res. Doc. 98/41.

- Pade, N.G., Queiroz, N., Humphries, N.E., Witt, M.J., Jones, C.S., Noble, L.R., Sims, D.W. 2009. First results from satellite linked archival tagging of porbeagle shark, *Lamna nasus*: area fidelity, wider-scale movements, and plasticity in diel depth changes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 370: 64–74.
- Pawson, M.G., Vince, M.R. 1999. Management of shark fisheries in the Northeast Atlantic. Pp. 1–46. In: Shotton, R. ed. Case studies of the management of elasmobranch fisheries. FAO Fisheries Technical Paper No. 378, Part 1. FAO, Rome, Italy.
- Purdy, R., Francis, M. 2007. Ontogenetic development of teeth in *Lamna nasus* (Bonnaterre, 1758) (Chondrichthyes: Lamnidae) and its implications for the study of fossil shark teeth. *Journal of Vertebrate Paleontology* 27(4): 798-810.
- Reed, J.E., Kerwath, S.E., Attwood, C.G. 2017. Analysis of bycatch in the South African midwater trawl fishery for horse mackerel *Trachurus capensis* based on observer data. *African Journal of Marine Science* 39 (3): 279-291.
- Rigby, C.L., Barreto, R., Carlson, J, Fernando, D., Fordham, S., Francis, M.P., Herman, K., Jabado, R.W., Liu, K.M., Marshall, A., Pacoureau, N., Romanov, E., Sherley, R.B., Winker, H. 2019. *Lamna nasus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T11200A500969. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T11200A500969.en>. Downloaded on 14 June 2021.
- Roman, B, n.d. Biological Profiles: Porbeagle. Florida Museum of Natural History. Ichthyology Department. Available at: <https://www.floridamuseum.ufl.edu/discover-fish/species-profiles/lamna-nasus/>
- Sadowsky, V., Arfelli, C.A., Amorim, A.F. 1985. First record of porbeagle, *Lamna nasus* (Bonaterre, 1788), in the Brazilian Atlantic. *Boletim Instituto Pesca, São Paulo* 12(2): 49-53.
- Saunders, R.A., Royer, F., Clarke, M.W. 2011. Winter migration and diving behaviour of porbeagle shark, *Lamna nasus*, in the Northeast Atlantic. *ICES Journal of Marine Science*, 68: 166–174.
- Seidu, I., van Beuningen, D., Brobbey, L.K., Danquah, E., Oppong, S.K., Séret, B. 2022. Species composition, seasonality and biological characteristics of Western Ghana’s elasmobranch fishery. *Regional Studies in Marine Science* 52: 102338.
- Semba, Y., Yokawa, K., Matsunaga, H., Shono, H. 2013. Distribution and trend in abundance of the porbeagle (*Lamna nasus*) in the southern hemisphere. *Marine and Freshwater Research* 64(6): 518-529.
- Serena, F. 2005. Field identification guide to the sharks and rays of the Mediterranean and Black Sea. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes. Rome, FAO. 2005. 97p.
- Shimada, K. 2002. Dental homologies in lamniform sharks (Chondrichthyes: Elasmobranchii). *Journal of Morphology* 251: 38-72.
- Stevens, J.D. 1973. Stomach contents of the blue shark (*Prionace glauca* L.) of southwest England. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 53(2): 357-361.
- Stevens, J.D. 1990. Further results from a tagging study of pelagic sharks in the north-east Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 70(4): 707-720.
- Stevens, J.D., Walker, T.I., Cook, S.F., Fordham, S.V. 2005. Threats Faced by Chondrichthyan Fish. In: Fowler, S.L., Cavanagh, R.D., Camhi, M., Burgess, G.H., Cailliet, G.M., Fordham, S.V., Simpfendorfer, C.A., Musick, J.A. (comp. and ed.). 2005. *Sharks, Rays and Chimaeras: The Status of the Chondrichthyan Fishes. Status Survey*. IUCN/SSC Shark Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. x + 461 pp.
- Stevens, J.D. 2010. Epipelagic Oceanic Elasmobranchs. In: Carrier, J.C., Musick, J.A., Heithaus, M.R. (Eds.). *Sharks and their relatives II. Biodiversity, Adaptive Physiology, and Conservation*. CRC Press, Taylor and Francis Group.
- Testerman, C.B. 2014. Molecular ecology of globally distributed sharks.