



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2022/025

Régions des Maritimes et de Terre-Neuve-et-Labrador

Évaluation du potentiel de rétablissement du requin-taupe bleu (*Isurus oxyrinchus*) - Unité désignable de l'Atlantique Nord

Heather D. Bowlby¹, Peterson J. Coates¹, Warren N. Joyce¹ et Mark R. Simpson²

¹Pêches et Océans Canada
Division de l'écologie des populations
Institut océanographique de Bedford
C. P. 1006, 1, promenade Challenger
Dartmouth (Nouvelle-Écosse) B2Y 4A2

²Pêches et Océans Canada
Division des ressources naturelles
Centre des pêches de l'Atlantique nord-ouest
C. P. 5667, 80 East White Hills Road
St. John's (T.-N.-L.) A1C 5X1

Avant-propos

La présente série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien des avis scientifiques
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

<http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/>
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2022
ISSN 2292-4272
ISBN 978--0-660-43173-4 N° cat. Fs70-5/2022-025F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Bowlby, H.D., Coates, P.J., Joyce, W.N. et Simpson, M.R. 2022. Évaluation du potentiel de rétablissement du requin-taupe bleu (*Isurus oxyrinchus*) – Unité désignable de l'Atlantique Nord. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/025. v + 80 p.

Also available in English :

Bowlby, H.D., Coates, P.J., Joyce, W.N., and Simpson, M.R. 2022. Recovery potential assessment for the North Atlantic designatable unit of Shortfin Mako Shark (Isurus oxyrinchus). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2022/025. v + 73 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	v
INTRODUCTION	1
INFORMATION SUR L'ESPÈCE	1
BIOLOGIE	2
CYCLE BIOLOGIQUE.....	3
Âge et croissance.....	3
Maturité et reproduction	4
Paramètres dérivés	4
ABONDANCE	5
Trajectoire récente	5
RÉPARTITION ET HABITAT	6
PROPRIÉTÉS DE L'HABITAT	6
ÉTENDUE	6
CONTRAINTES SPATIALES : NON PERTINENT	8
BESOINS EN MATIÈRE DE RÉSIDENCE : NON PERTINENT	8
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS	8
MENACES IDENTIFIÉES	8
À l'échelle internationale	9
Pêches commerciales canadiennes.....	9
Pêche récréative canadienne.....	14
Résumé des menaces	14
FACTEURS NATURELS.....	16
CONSIDÉRATIONS RELATIVES À L'ÉCOSYSTÈME.....	16
MENACES AUX PROPRIÉTÉS DE L'HABITAT : NON PERTINENT	17
CIBLES DE RÉTABLISSEMENT ET PROJECTIONS DÉMOGRAPHIQUES	17
CIBLES DE RÉTABLISSEMENT	17
Répartition.....	17
Abondance	17
PROJECTIONS DÉMOGRAPHIQUES.....	18
Paramètres actuels de dynamique des populations	18
Limites persistantes	19
DISPONIBILITÉ D'HABITAT APPROPRIÉ : NON PERTINENT	19
SCÉNARIOS D'ATTÉNUATION	20
ATTÉNUATION DES CAPTURES ACCESSOIRES.....	20
Gestion actuelle	20
INVENTAIRE DES ACTIVITÉS VISANT À ACCROÎTRE LA PRODUCTIVITÉ : NON PERTINENT.....	27
INVENTAIRE DES ACTIVITÉS VISANT À ACCROÎTRE LA DISPONIBILITÉ D'HABITAT : NON PERTINENT.....	27
EFFICACITÉ DES MESURES D'ATTÉNUATION	27

Caractéristiques des hameçons.....	28
Pratiques de manutention	28
Interdictions de débarquements.....	29
PROJECTIONS ET EXPLORATION DE SCÉNARIOS SUPPLÉMENTAIRES	29
ÉVALUATION DES DOMMAGES ADMISSIBLES	31
CONCLUSIONS.....	31
RÉFÉRENCES CITÉES	33
TABLEAUX	43
FIGURES	64

RÉSUMÉ

L'unité désignable (UD) de l'Atlantique Nord du requin-taupe bleu a été évaluée par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) comme étant en voie de disparition en avril 2019, et son inscription à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) est actuellement à l'étude. L'évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) présentée ici fournit des informations pour soutenir la recommandation d'inscription et toute action de rétablissement, dans le cas où l'espèce serait inscrite.

Le requin-taupe bleu est présent dans tout l'hémisphère nord de l'océan Atlantique. Les caractéristiques biologiques du requin-taupe bleu (c.-à-d. une longévité relativement importante, une maturité tardive et un faible taux de reproduction) rendent la population très sensible à la pression de la pêche, qui est la principale menace identifiée dans l'Atlantique Nord. De multiples activités de pêche internationales et canadiennes interceptent le requin-taupe bleu comme capture accessoire, et l'évaluation la plus récente de l'UD prévoit qu'il est surexploité par rapport à la biomasse au rendement maximal durable (RMD). En réduisant les captures totales dans l'Atlantique Nord à 500 t, on prévoit une probabilité de rétablissement de la population de plus de 50 % d'ici 2070. À titre de comparaison, les captures internationales et canadiennes en 2019 ont totalisé 1 863 t et 63 t, respectivement. Si l'on considère uniquement les flottilles canadiennes, les probabilités d'interception sont les plus élevées pour la palangre pélagique, avec une moyenne de 48 % des calées observées, suivie par la palangre de fond (0,4 % des calées) et le chalut à panneaux (0,2 % des calées).

La mesure d'atténuation canadienne la plus efficace pour le requin-taupe bleu sera la nouvelle interdiction de débarquement, mise en œuvre en 2020 pour la palangre pélagique et prévue en 2021 pour les activités de pêche à engins fixes des poissons de fond. L'efficacité d'autres mesures d'atténuation reste relativement incertaine et, dans de nombreux cas, nécessiterait une expérimentation spécialisée pour être testée. L'exigence actuelle d'utiliser des hameçons circulaires pourrait devoir être révisée en raison de nouvelles preuves selon lesquelles l'augmentation de la capturabilité l'emporte sur toute réduction de la mortalité après la remise à l'eau du requin-taupe bleu, ce qui conduit à une mortalité totale plus importante comparativement à l'utilisation d'hameçons en J. Compte tenu du taux actuel de captures internationales et de l'ampleur des mesures d'atténuation déjà en place au Canada, il est très peu probable que ces mesures aient un effet quantifiable sur le potentiel de rétablissement.

INTRODUCTION

L'unité désignable (UD) de l'Atlantique Nord du requin-taupe bleu se situe dans tout l'hémisphère Nord de l'océan Atlantique, du parallèle 60°N à l'équateur (COSEPAC 2017). L'incertitude concernant le statut de cette UD (Anon 2013, Anon 2018) a entraîné la rétrogradation de la population du statut de « menacée » (COSEPAC 2006) à celui de « préoccupante » en 2017 (COSEPAC 2017), pour ensuite être réévaluée comme étant « en voie de disparition » en 2019 (COSEPAC 2019). Lorsque le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) désigne une espèce aquatique comme étant « menacée », « en voie de disparition » ou « disparue du pays », Pêches et Océans Canada (MPO) prend diverses mesures nécessaires pour appuyer l'application de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). Bon nombre de ces mesures nécessitent la collecte d'information scientifique sur la situation actuelle de l'espèce sauvage, les menaces qui pèsent sur sa survie et son rétablissement, et son potentiel de rétablissement. Ces avis scientifiques sont habituellement formulés au moyen d'une évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) menée peu de temps après l'évaluation du COSEPAC. Cette façon de procéder permet d'intégrer les analyses scientifiques qui ont fait l'objet d'un examen par les pairs aux processus prévus par la LEP, y compris la planification du rétablissement.

Pour appuyer les recommandations d'inscription du requin-taupe bleu formulées par la ministre, on a demandé à la Direction des sciences du MPO d'effectuer une EPR conformément aux lignes directrices nationales connexes (MPO 2014). L'avis formulé dans cette EPR peut servir à orienter les volets scientifique et socio-économique de la décision concernant l'inscription, à guider la préparation d'un plan de rétablissement et d'un plan d'action, et à soutenir la prise de décisions concernant la délivrance de permis ou la conclusion d'ententes et l'établissement d'exemptions ou de conditions connexes, conformément aux articles 73, 74, 75, 77 et 78 et au paragraphe 83(4) de la LEP. L'avis que contient cette EPR peut aussi servir à préparer les rapports visés par l'article 55 de la LEP. L'avis élaboré au moyen de ce processus permettra de mettre à jour et de consolider les avis déjà formulés au sujet du requin-taupe bleu.

Avant cette EPR, la Direction des sciences du MPO en avait effectué une pour le requin-taupe bleu en 2006 (Campana *et al.* 2006) ainsi qu'une évaluation préalable au COSEPAC en 2015 (Showell *et al.* 2017). La première évaluation internationale de la population de l'Atlantique Nord a été réalisée par la Commission internationale pour la conservation des thonidés de l'Atlantique (CICTA) en 2012 (Anon 2013). Une évaluation plus récente a eu lieu en 2017 (Anon 2018), avec une mise à jour en 2019 (Anon 2020). Les dernières évaluations de la CICTA ont été utilisées dans cette EPR pour déterminer l'état de la population, proposer des objectifs de rétablissement de l'abondance et évaluer les options d'atténuation dans l'Atlantique Nord.

Un EPR résume le cycle biologique, l'état de la population, les menaces, les options d'atténuation et le potentiel de dommages admissibles pour une espèce sauvage. Au total, 22 éléments doivent être pris en compte (MPO 2014). Cependant, 6 d'entre eux ont été jugés non pertinents pour le requin-taupe bleu (éléments 6, 7, 9, 14, 17 et 18) et n'ont donc pas été évalués en détail.

INFORMATION SUR L'ESPÈCE

Élément 1 : Résumer la biologie du requin-taupe bleu.

Élément 3 : Estimer les paramètres actuels ou récents du cycle biologique du requin-taupe bleu.

Élément 2 : Évaluer la trajectoire récente de l'espèce concernant l'abondance, l'aire de répartition et le nombre de populations.

BIOLOGIE

Le requin-taube bleu (*Isurus oxyrinchus*) est un grand requin pélagique de la famille des *Lamnidae*. Cette famille comprend le requin-taube commun (*Lamna nasus*) et le requin blanc (*Carcharodon carcharias*). Leur large corps cylindrique est caractérisé par une couleur contrastée; le dos est d'un bleu gris métallique foncé et leur ventre est blanc. Le requin-taube bleu présente une mâchoire inférieure dont les dents sont visiblement saillantes et de grands yeux noirs (Compagno 2001). Bien que morphologiquement semblable au requin-taube commun, cette espèce peut être facilement distinguée de ce dernier par la présence d'une seule carène caudale et l'absence de cuspides latérales aux dents (Castro 2011). Il est considéré comme le requin le plus rapide de l'océan, capable d'atteindre des vitesses de nage de 18,8 m/s (68 km/h; Graham *et al.* 1990). Les populations de requin-taube bleu diminuent à l'échelle mondiale et cette espèce est considérée comme étant en voie de disparition par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) (Rigby *et al.* 2019).

Le requin-taube bleu est une espèce circummondiale, qui habite toutes les mers tropicales et tempérées entre 50°N (60°N dans l'Atlantique NE) et 50°S (Compagno 2001), y compris les océans Atlantique, Pacifique et Indien. Les analyses des marqueurs de l'ADN mitochondrial suggèrent une séparation des populations entre le nord et le sud de l'Atlantique (Heist *et al.* 1996), ainsi qu'entre les populations de l'Atlantique Nord et du Pacifique, avec une absence de migration dans l'océan Indien (Taguchi *et al.* 2011). Les événements de migration transocéanique ou transéquatoriale sont rares. Toutefois, la dispersion peut être basée sur le sexe, les mâles ayant de faibles taux de migration entre les océans et les hémisphères et les femelles demeurant dans leur bassin océanique natal (Corrigan *et al.* 2018).

Cette espèce présente une grande tolérance thermique; les températures de l'eau de prédilection vont de 17 à 22 °C (Compagno 2001), mais des individus ont été repérés dans des eaux aussi froides que 4,6 °C (Abascal *et al.* 2011) et aussi chaudes que 31 °C (Nasby-Lucas *et al.* 2019). Les jeunes requins-taubes demeurent à proximité des bords et des pentes du plateau continental (Rodgers *et al.* 2015), et se dispersent dans les eaux océaniques plus profondes en vieillissant (Kai *et al.* 2015). Les requins juvéniles peuvent également passer d'un comportement transitoire à un comportement résident, passant de longues périodes (jusqu'à plusieurs mois) dans des zones peu profondes du plateau continental avant d'entreprendre des périodes océaniques sur de longues distances (Byrne *et al.* 2019, Francis *et al.* 2019). Les adultes sont très mobiles, avec des migrations de plus de 10 000 km documentées par marquage satellite (Rodgers *et al.* 2015, Nasby-Lucas *et al.* 2019). Les schémas de déplacement des adultes ont été liés à la température de surface de la mer (SST) et aux points névralgiques de production primaire, probablement en raison de la plus grande disponibilité des proies dans ces zones (Vaudo *et al.* 2016, 2017).

Le requin-taube bleu passe la majorité de son temps près de la surface de la mer (Holts et Bedford 1993, Sepulveda *et al.* 2004), mais il effectue de nombreuses plongées profondes (périodiquement > 800 m) généralement pendant la journée (Abascal *et al.* 2011, Vaudo *et al.* 2016). Les schémas diurnes de déplacement vertical comprennent des profondeurs moyennes plus importantes et des plages de profondeur plus étendues pendant la journée (Loefer *et al.* 2005). Ce comportement dépend de la température, les populations d'eau chaude se maintenant à des profondeurs moyennes plus importantes par rapport aux individus échantillonnés dans des eaux plus froides (Vaudo *et al.* 2016). Il est généralement reconnu que le comportement de plongée diurne est lié au comportement alimentaire (Sepulveda *et al.* 2004). La profondeur de ces plongées alimentaires peut être limitée par la température (Vaudo *et al.* 2016, Abascal *et al.* 2011) ou par des conditions anoxiques (Vetter *et al.* 2008, Abascal *et al.* 2011).

En tant que superprédateur généraliste, le requin-taube bleu consomme une grande variété d'espèces-proies, notamment des poissons téléostéens, des mammifères marins et des

céphalopodes (Campana *et al.* 2005). Le long des régions côtières des États-Unis (É.-U.), en été, l'espèce-proie la plus importante est le tassergal (*Pomatomus saltatrix*), qui représente 77,5 à 86,9 % du régime alimentaire du requin-taube bleu en volume (Stillwell et Kohler 1982, Wood et Wetherbee 2009) et 92,6 % en poids (Wood et Wetherbee 2009). Des preuves indiquent un changement saisonnier du régime alimentaire au printemps qui passe des céphalopodes aux tassergals (MacNeil *et al.* 2005). Des changements de régime alimentaire ont également été enregistrés lorsque les individus se trouvent plus loin en mer (Stillwell et Kohler 1982, Wood et Wetherbee 2009, Logan *et al.* 2013). La proie principale des requins-taupes bleus échantillonnés dans le cadre de la pêche commerciale et récréative au Canada était le poisson téléostéen, mais des espèces plus grandes (phoques juvéniles, marsouins et tortues caouannes) ont également été trouvées¹. Des échantillonnages effectués dans l'est de l'Atlantique Nord ont confirmé que les poissons téléostéens constituent la majorité du régime alimentaire (Maia *et al.* 2006, Harford 2013), bien que des espèces plus grandes ou des mammifères marins soient également consommés (Monteiro *et al.* 2006, Porsmoguer *et al.* 2015a). Au large de la côte californienne, les requins-taupes bleus du Pacifique ont un régime alimentaire beaucoup plus diversifié et consomment davantage de céphalopodes, mais ils s'attaquent également à des espèces de maquereaux, de dauphins (Vetter *et al.* 2008, Preti *et al.* 2012) et d'otaries (Lyons *et al.* 2015). Les populations échantillonnées dans l'océan Indien près de l'Afrique du Sud se nourrissent le plus souvent de poissons téléostéens, d'autres élasmobranches et de céphalopodes (Cliff *et al.* 1990, Groeneveld *et al.* 2014). L'analyse d'isotopes stables a démontré que le régime alimentaire du requin-taube bleu évolue vers des niveaux trophiques plus élevés à mesure que les individus grandissent (Malpica-Cruz *et al.* 2013).

CYCLE BIOLOGIQUE

Âge et croissance

Dans l'Atlantique Nord, les petits du requin-taube bleu ont une longueur totale (LT) d'environ 70 à 80 cm ou une longueur de fourche (LF) d'environ 60 à 70 cm à la naissance (Mollet *et al.* 2000, Joung et Hsu 2005, Natanson *et al.* 2006). La croissance juvénile est relativement rapide, les individus atteignant une longueur de 30 à 40 cm au cours de leur première année. Chez les deux sexes, le taux de croissance ralentit avec le début de la maturité, qui survient à des tailles plus petites chez les mâles. Par conséquent, la croissance devient sexuellement dimorphique après les 7 premières années de vie (Bishop *et al.* 2006, Semba *et al.* 2009, Doño *et al.* 2015). D'après les estimations de la longueur asymptotique (L_{∞}) issues de modèles de croissance, le requin-taube bleu atteint des longueurs maximales de 366 cm LF pour les femelles et de 253 cm LF pour les mâles dans l'ouest de l'Atlantique Nord (Natanson *et al.* 2006; Tableau 1). Les estimations de longévité fondées sur le nombre d'anneaux sont de 38 ans pour les femelles et de 21 ans pour les mâles (Natanson *et al.* 2006, Campana *et al.* 2002; tableau 1). Des paramètres d'âge et de croissance analogues ont récemment été estimés pour les populations de requins-taupes bleus du Pacifique Nord (Semba *et al.* 2009) et de l'est du Pacifique Sud (Cerna et Licandeo 2009).

Les paramètres d'âge et de croissance peuvent varier en fonction du modèle de croissance théorique, des critères utilisés pour la détermination de l'âge et de la qualité des données sous-jacentes (Pratt et Casey 1983, Ribot-Carballal *et al.* 2005, Kai *et al.* 2015, Barreto *et al.* 2016), ce qui rend la détermination de l'âge chez les requins relativement incertaine (Cailliet

¹ Joyce, W. 2000. Échantillonnage des contenus stomacaux et collecte de données morphologiques [données brutes non publiées]. Pêches et Océans Canada, Dartmouth (Nouvelle-Écosse). Manuscrit soumis pour publication.

2015). Le décompte du nombre d'anneaux des vertèbres a historiquement été le mode le plus largement accepté pour déterminer l'âge des espèces de requins; cependant, le nombre d'anneaux qui se forment chaque année est contesté (Wells *et al.* 2013, Barreto *et al.* 2016). Les premiers travaux ont présumé la formation de deux paires d'anneaux (Pratt et Casey 1983), alors que des recherches plus récentes ont soutenu qu'une seule paire était plus probable (Campana *et al.* 2005, Natanson *et al.* 2006, Cerna et Licandeo 2009). Cependant, des recherches récentes ont également révélé que la formation de paires d'anneaux peut être liée à la croissance somatique (augmentation de la circonférence) et pas nécessairement au temps ou à l'âge (Natanson *et al.* 2018), ce qui suggère que le nombre d'anneaux des vertèbres peuvent sous-estimer la longévité, en particulier pour les requins matures plus âgés.

Maturité et reproduction

Le requin-taupe bleu est sexuellement dimorphe, les femelles atteignant un âge plus avancé et une taille plus grande que les mâles (Bishop *et al.* 2006, Natanson *et al.* 2006). Les estimations les plus récentes de la longueur médiane à la maturité (L_{50}) et du poids médian à la maturité (P_{50}) sont de 280 cm LF et 275 kg pour les femelles, et de 182 cm LF et 64 kg pour les mâles (Natanson *et al.* 2020; tableau 1). Ces valeurs de longueur à la maturité sont presque identiques à celles de la population de requin-taupe bleu dans l'océan Austral, près de la Nouvelle-Zélande (Francis et Duffy 2005) et dans le Pacifique Nord (Semba *et al.* 2011). D'après le modèle de croissance de Natanson *et al.* (2006), l'âge médian à la maturité (A_{50}) serait de 18 ans pour les femelles et de 8 ans pour les mâles (tableau 1).

Comme la majorité des espèces de requins pélagiques, l'investissement reproductif du requin-taupe bleu est élevé, et ce dernier produit des jeunes bien développés, mais relativement peu nombreux (Stevens *et al.* 2000). Les œufs sont fécondés et éclosent à l'intérieur (reproduction ovovivipare) et se nourrissent d'œufs non fécondés (oophagie) jusqu'à la naissance (Gilmore 1993). Les estimations des périodes gestationnelles et de la fécondité du requin-taupe bleu sont incertaines, étant donné la rareté relative des échantillonnages de femelles matures et gravides à tous les stades de la reproduction (Maia *et al.* 2007, Semba *et al.* 2011).

Une période de gestation de 15 à 18 mois et un cycle de reproduction de 3 ans ont été rapportés par Mollet *et al.* (2000), avec une mise bas qui se produirait à la fin du printemps (avril-mai) dans l'Atlantique Nord (Pratt et Casey 1983, Mollet *et al.* 2000). Toutefois, des périodes de gestation plus courtes (de 9 à 13 mois; Semba *et al.* 2011) et plus longues (21 mois; Duffy et Francis 2001) ont été proposées. La taille des portées signalées varie de 4 à 25 petits avec une moyenne de 10 à 16 dans l'Atlantique Nord (Mollet *et al.* 2000, Stevens 1983, Duffy et Francis 2001, Joung et Hsu 2005, Castro 2011) et il existe des preuves que la fécondité peut être positivement liée à la taille de la mère (Mollet *et al.* 2000, Semba *et al.* 2011).

Paramètres dérivés

La mortalité naturelle (M), le temps de génération (G) et le taux de croissance de la population (r) sont dérivés des estimations des paramètres d'âge, de croissance et de reproduction données ci-dessus (p. ex., Cortés 2016). Ainsi, à mesure que notre compréhension du cycle biologique évolue (p. ex., avec une réévaluation de l'âge), il devient nécessaire de redéfinir les valeurs des paramètres, ce qui peut entraîner des divergences avec les recherches antérieures.

Pour estimer M , une équation de régression moyenne pour les téléostéens et les mammifères marins élaborée par Hoenig (1983) a été utilisée, ce qui est cohérent avec la majorité des études précédentes rapportant des estimations de M pour le requin-taupe bleu (Smith *et al.* 1998, Bishop *et al.* 2006, Au *et al.* 2015). Cette méthode d'estimation est basée sur l'âge maximum, et nous l'avons appliquée séparément pour les mâles et les femelles, étant donné le

degré de dimorphisme sexuel dans la population. En supposant un âge maximal de 38 ans pour les femelles et de 21 ans pour les mâles, M serait de 0,119 et 0,212, respectivement. Cette dernière valeur est supérieure aux estimations précédemment rapportées pour les mâles et les femelles combinés (0,16, Smith *et al.* 1998; 0,15, Au *et al.* 2015) en raison de différences dans l'âge maximal présumé de la population.

L'estimation de r a été réalisée à l'aide de l'équation d'Euler-Lotka (McAllister *et al.* 2001), qui permet de calculer approximativement la croissance de la population à partir des caractéristiques du cycle biologique des femelles. Il s'agit d'un modèle indépendant de la densité, dans lequel l'estimation de r représente le taux maximal auquel la population peut augmenter à partir d'une taille de population sévèrement épuisée (Gedamke *et al.* 2007). Compte tenu des valeurs déterministes des caractéristiques du cycle biologique dans le tableau 1, la valeur de r a été estimée à 0,036.

La durée d'une génération peut être calculée à partir de l'efficacité de la reproduction annuelle de la population et de son taux de croissance (Smith *et al.* 1998, MPO 2017). Avec cette méthode de calcul, G représente le temps de renouvellement moyen de la population. D'après les résultats de l'équation d'Euler-Lotka ci-dessus, G est estimé à 25 ans pour le requin-taupe bleu dans l'Atlantique Nord. Cela est comparable au temps de génération de 24–25 ans répertorié dans l'évaluation mondiale du requin-taupe bleu (Rigby *et al.* 2019).

ABONDANCE

Trajectoire récente

Aucune méthode de calcul de l'abondance ou des tendances relatives à l'abondance propre aux eaux canadiennes n'a été proposée, mais les résultats de la plus récente évaluation de la CICTA ont été utilisés pour représenter les tendances relatives à l'abondance dans l'Atlantique Nord. Un indice de capture par unité d'effort (CPUE) de la flottille de palangriers pélagiques canadiens pour l'espadon (*Xiphias gladius*) a montré un déclin non significatif de 1996 à 2014, d'après un modèle linéaire généralisé (MLG) Gamma qui incorporait les effets fixes de l'année et du navire (Showell *et al.* 2017). Même si les captures accessoires de requins-taupes bleus se produisent toujours dans ce type de pêche, la mise à jour de cette analyse n'a pas été effectuée, car les eaux canadiennes se situent à la limite nord de l'aire de répartition du requin-taupe bleu et sont donc plus susceptibles d'indiquer des changements dans la répartition plutôt que dans l'abondance (Maunder *et al.* 2006). Les tendances relatives à l'abondance issues de l'évaluation la plus récente de la CICTA (Anon 2020) nous semblent plus robustes, car de multiples indices de l'abondance relative sont utilisés comme données d'entrée pour l'évaluation des stocks par la CICTA et représentent les CPUE survenant dans une plus grande zone de l'Atlantique Nord pour le requin-taupe bleu (leur zone d'évaluation combinant le nord-ouest et le nord-est de l'Atlantique; figure 1). Comparativement aux données exclusivement canadiennes, les résultats du modèle d'évaluation des stocks de la CICTA sont plus susceptibles d'indexer l'abondance plutôt que les changements dans la répartition.

Tous les modèles d'évaluation du stock utilisés dans l'évaluation de 2019 de la population de requins-taupes bleus de l'Atlantique Nord prévoient des déclins d'abondance substantiels depuis les années 1950 jusqu'en 2018 (Anon 2020). Les résultats de l'évaluation ont été présentés sous la forme d'un indice d'abondance relative (plutôt que sous la forme d'estimations absolues de la biomasse ou de nombres), représentant un rapport entre la biomasse et la biomasse au RMD pour chaque modèle afin d'assurer la comparabilité. Les modèles d'évaluation structurés selon l'âge (synthèse du stock) ont suggéré que l'abondance relative a diminué d'environ 54 % (les valeurs passant d'environ 2,4 dans les années 1950 à environ 1,1 en 2018). Des modèles bayésiens de production excédentaire (BSP2JAGS) ont donné des résultats analogues, avec des baisses prévues allant de 53 à 65 % sur la même période. Bien que la série chronologique de données s'étende sur 69 ans (près de

3 générations), la majeure partie du déclin s'est produite à partir des années 1980 (environ 39 ans; moins de 2 générations). En outre, rien n'indique que le déclin de la population ait ralenti ou cessé.

Des recherches récentes n'ont pas permis de trouver des preuves de variation systématique dans le temps de la répartition du requin-taupe bleu dans l'Atlantique Nord, sur la base d'une compilation des données des observateurs américains, canadiens et portugais (Natanson *et al.* 2020). Comme il n'y a qu'une seule population, aucune tendance n'a été observée dans le temps quant au nombre de populations dans l'Atlantique Nord.

RÉPARTITION ET HABITAT

Élément 4 : Décrire les propriétés de l'habitat du requin-taupe bleu qui lui sont nécessaires pour compléter toutes les étapes du cycle biologique. Décrire les fonctions, les caractéristiques et les attributs de l'habitat et quantifier la variation des fonctions biologiques qu'assurent les composantes de l'habitat selon l'état ou l'étendue de l'habitat, y compris les limites de la capacité biotique, le cas échéant.

Élément 5 : Fournir des renseignements sur l'étendue spatiale des zones de l'aire de répartition du requin-taupe bleu qui sont susceptibles de présenter ces propriétés de l'habitat.

PROPRIÉTÉS DE L'HABITAT

Les préférences environnementales du requin-taupe bleu ont été déterminées à partir des profils de profondeur et de température rencontrés par les requins marqués avec les étiquettes satellites d'archivage miniPAT et PAT MK10 de Wildlife Computers (tableau 2), et PSATLife de Lotek (tableau 3). Conformément aux recherches précédentes (Abascal *et al.* 2011, Vaudo *et al.* 2016), les individus présentaient un comportement de plongée quotidien cyclique dans les 600 premiers mètres de la colonne d'eau (figure 2). Il est intéressant de noter que deux des individus marqués ont entrepris des plongées exceptionnellement profondes (> 900 m; figure 3) en août et septembre, à plus de 888 m de profondeur, le maximum observé pour l'espèce (Abascal *et al.* 2011, Vaudo *et al.* 2016).

Les requins marqués ont montré une nette préférence pour les eaux plus chaudes de juin à décembre, passant la majorité de leur temps à des températures comprises entre 10 et 25 °C (figures 2-4). Cela correspond bien au requin-taupe bleu du Pacifique central, dont on a constaté qu'il passait 95 % de son temps dans des eaux oscillant entre 9,4 et 25 °C (Musyl *et al.* 2011). Comme observé précédemment chez le requin-taupe commun marqué (Campana *et al.* 2010), les fortes augmentations de température étaient associées à des mouvements vers le Gulf Stream ou des latitudes inférieures (partie supérieure de la figure 4). En général, les requins ont fait de brèves incursions dans des eaux superficielles ou profondes de moins de 10 °C, ce qui suggère que la population utilisera rarement les habitats dominés par le courant froid du Labrador et restera dans des eaux plus méridionales proches du Gulf Stream. Cependant, les données de température sont cohérentes avec l'hypothèse selon laquelle les requins-taupes bleus se rassemblent dans des zones de mélange des eaux chaudes et froides où la productivité est élevée (Bigelow *et al.* 1999).

ÉTENDUE

Les eaux canadiennes de l'Atlantique représentent l'étendue la plus septentrionale de l'aire de répartition du requin-taupe bleu dans l'Atlantique Nord. Au Canada, le requin-taupe bleu se trouve le plus souvent dans les eaux chaudes le long du plateau continental et dans les zones situées au large, près du Gulf Stream ou à l'intérieur de celui-ci (Campana *et al.* 2005). D'après les captures de femelles gravides, il a été initialement présumé que l'accouplement et la mise bas avaient lieu dans le golfe du Mexique (Gilmore 1993). Toutefois, une analyse récente des

données des observateurs en mer suggère une répartition étendue des nouveau-nés (captures d'individus de 63,2 à 68 cm LF cm représentant la taille à la naissance) dans tout l'ouest de l'Atlantique Nord (exemple pour les mâles : figure 5; Natanson *et al.* 2020). Même si l'on croyait généralement que les habitats essentiels à l'accouplement et à la mise bas se trouvaient à l'extérieur de la zone économique exclusive (ZEE) du Canada (Campana *et al.* 2006, Showell *et al.* 2017), la répartition des nouveau-nés soulève la possibilité que la mise bas ne soit pas concentrée dans les régions du sud et qu'elle puisse avoir lieu dans les eaux du Canada atlantique. Il faut souligner que les informations sur la répartition provenaient entièrement de données dépendantes de la pêche, et donc de l'effort de pêche (Natanson *et al.* 2020). Cependant, des regroupements saisonniers distincts de nouveau-nés ou de jeunes de l'année n'ont pas été constatés, ce qui suggère que la mise bas est généralisée et peut englober la majorité des eaux du plateau continental.

Deux principaux types de données ont été utilisés pour caractériser la répartition du requin-taupe bleu dans les eaux canadiennes : les captures commerciales enregistrées dans les journaux de bord de pêche et les données de marquage par satellite indépendantes des activités de pêche. Bien que les données des observateurs en mer soient également disponibles, leurs rapports représentent un sous-ensemble des captures commerciales et peuvent être biaisés par un déploiement non aléatoire dans les différentes activités de pêche. Les enregistrements des journaux de bord représentent principalement les captures débarquées et excluent la majorité des rejets, mais il est peu probable que la tendance des rejets dépende de l'emplacement géographique (c.-à-d. qu'elle est relativement sans biais). Toutes les données de position des régions des Maritimes (MAR) et de Terre-Neuve-et-Labrador (T.-N.-L.) ont été combinées et les années ont été limitées à 2001 et plus afin de réduire les risques d'erreur d'identification des espèces. Il convient de signaler qu'il y a eu très peu d'enregistrements de requins-taupes bleus pour la région de T.-N.-L. ces dernières années, avec 23 relevés ou moins chaque année depuis 2010 dans les journaux de bord commerciaux. La projection WGS84 a été utilisée pour les coordonnées de latitude et de longitude de toutes les cartes de ce document générées à partir de données géographiques.

D'après les données commerciales, le requin-taupe bleu est largement répandu le long de la côte atlantique, depuis la baie de Fundy jusqu'au golfe du Saint-Laurent, en passant par les Grands Bancs et le bonnet Flamand, et au large de la côte est de Terre-Neuve (figure 6). Cette tendance générale semble relativement constante dans le temps. Les changements apparents entre 2001–2009 et 2010–2019 s'expliquent en grande partie par les modifications de la répartition de l'effort de pêche et la fermeture de la pêche dirigée du requin-taupe commun en 2013 (figure 7). En outre, il ne semble pas y avoir de changements marqués sur une base saisonnière, car les captures du T1 au T4 se chevauchent largement (figure 8). Toutefois, la répartition peut ne pas s'étendre aussi loin dans les eaux du Nord (c.-à-d. dans la région de T.-N.-L.) pendant l'hiver et le printemps (T1 et T4). L'effort de pêche serait beaucoup moins important à ces périodes de l'année, mais il faut s'attendre aussi à ce que le requin-taupe bleu quitte ces zones lorsque les températures de l'eau deviennent plus froides.

Notre compréhension de la répartition ne change pas de manière significative lorsque les données indépendantes de la pêche sont prises en compte. Un total de 29 étiquettes miniPAT et PAT MK10 (Wildlife Computers) ont été implantées sur des requins-taupes bleus (tableau 2). Ces étiquettes d'archivage enregistrent la profondeur, la température et le taux de luminosité. Nous avons utilisé un modèle d'espace d'états (logiciel GPE3) pour générer des pistes de mouvement probables. Les individus suivis sont restés bien au large, près du bord du plateau continental, le long de l'étendue méridionale de la ZEE du Canada, avec de nombreux individus nageant vers l'est jusqu'à l'extrémité sud-est des Grands Bancs (figure 9). Deux individus ont entrepris de longues migrations vers le sud, l'un le long de la côte est des États-Unis et l'autre bien au large dans l'Atlantique Nord. Les requins-taupes bleus marqués sont restés dans la ZEE canadienne principalement de juillet à décembre. Seuls deux individus ont été suivis de

janvier à juin, et tous deux entrepris de longues migrations vers le sud. Cette répartition temporelle correspond à celle des données commerciales, où la majorité des observations de requins-taupes bleus se sont produites au cours des trimestres 3 et 4 (figure 8). Cependant, ces dernières contiennent également un nombre important d'observations au cours du deuxième trimestre, une divergence probablement due à la petite taille de l'échantillon d'individus marqués par satellite au cours de cette période.

CONTRAINTES SPATIALES : NON PERTINENT

Élément 6 : Habitat : Quantifier la présence et l'étendue des contraintes relatives à la configuration spatiale, comme la connectivité et les obstacles à l'accès, s'il y en a.

Il n'existe aucune contrainte liée à la configuration spatiale qui nuit aux déplacements ou à l'utilisation de l'habitat du requin-taupe bleu dans l'océan Atlantique Nord. Cette espèce se déplace librement, occupant de larges zones, tant verticales dans la colonne d'eau que spatiales (Loefer *et al.* 2005, Vaudo *et al.* 2016, Banez 2019, Byrne *et al.* 2019).

BESOINS EN MATIÈRE DE RÉSIDENCE : NON PERTINENT

Élément 7 : Habitat : Évaluer dans quelle mesure la notion de résidence s'applique à l'espèce et, le cas échéant, décrire la résidence de l'espèce.

Le concept de résidence ne s'applique pas au requin-taupe bleu, dans la mesure où il ne présente pas de fort comportement de regroupement saisonnier ou ontologique dans l'Atlantique Nord (Natanson *et al.* 2020).

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

Élément 8 : Évaluer et classer par ordre d'importance les menaces à la survie et au rétablissement du requin-taupe bleu.

Élément 10 : Évaluer tout facteur naturel susceptible de limiter la survie et le rétablissement du requin-taupe bleu.

Élément 11 : Décrire les répercussions écologiques possibles des menaces associées à l'élément 8 sur l'espèce cible et les espèces coexistantes. Énumérer les avantages et les inconvénients potentiels pour l'espèce ciblée et les espèces coexistantes qui peuvent survenir si les menaces sont atténuées. Énumérer les efforts existants de surveillance de l'espèce ciblée et des espèces coexistantes associés à chaque menace et relever toute lacune dans les connaissances.

MENACES IDENTIFIÉES

Une menace est définie comme suit :

Une activité ou un processus humain qui a causé, cause ou peut causer des dommages à une espèce sauvage en péril, sa mort ou des modifications de son comportement, ou la destruction, la détérioration ou la perturbation de son habitat jusqu'au point où des effets sur la population se produisent (MPO 2014).

La mortalité due aux diverses activités de pêche dirigée et aux captures accessoires était la seule menace pour l'UD du requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord identifiée par le COSEPAC (2019). En dehors des eaux canadiennes, les flottilles commerciales internationales de palangriers ont été considérées comme les principales sources de mortalité, avec des mortalités moindres associées aux pêches côtières ou artisanales, y compris la pêche récréative aux États-Unis (Anon 2018, COSEPAC 2019). Dans les eaux canadiennes, les captures accidentelles ont été considérées comme les plus fréquentes dans les pêches à la

palangre pélagiques et benthiques, avec moins d'interactions dans les activités de pêche du poisson de fond au filet maillant et au chalut. La contribution des pêches récréatives canadiennes à la mortalité a été jugée très faible (COSEPAC 2019).

Parmi les autres changements à grande échelle qui affectent les écosystèmes marins figurent le bruit sous-marin, la pollution marine, l'acidification des océans et le changement climatique. On dispose de peu d'informations quantitatives pour déterminer si de tels changements peuvent être considérés comme des menaces pour le requin-taube bleu. Par exemple, des concentrations élevées de mercure ont été trouvées chez les requins-taupes bleus juvéniles dans l'Atlantique Nord, avec des preuves que l'accumulation de mercure est proportionnellement plus rapide comparativement au requin bleu, pour des individus de taille semblable (Biton-Porsmoguer *et al.* 2018). Toutefois, ces résultats ne sont pas interprétés comme une menace pour la survie du requin-taube bleu, mais plutôt comme une menace pour les êtres humains après consommation. D'autres modifications des habitats océaniques (p. ex., température, salinité, répartitions des proies) dues à des processus à grande échelle tels que le changement climatique devraient influencer sur les profils de répartition, mais il est difficile de prédire si elles menaceront également la survie du requin-taube bleu. Par exemple, les changements prévus de la TSM et des concentrations de chlorophylle a dans le Pacifique Nord donnent à penser que la superficie d'habitat du requin-taube bleu diminuera d'environ 35 % d'ici 2100. Toutefois, il est important de souligner que la réponse des prédateurs pélagiques est extrêmement difficile à prévoir en raison de leur nature migratoire, du temps qu'ils passent sous la surface de l'océan et de leur physiologie adaptable (Hazen *et al.* 2013). Aux fins de la présente EPR, nous estimons que les principales menaces pour la population sont celles posées par les activités de pêche.

À l'échelle internationale

Les captures de requins-taupes bleus dans l'Atlantique Nord sont déclarées chaque année à la CICTA et sont publiées sur le site Web de la CICTA sous forme de [données de tâche I](#). Cette série chronologique représente l'état actuel des connaissances sur toutes les captures des activités de pêche dans l'Atlantique Nord. Bien que ces données soient censées inclure les débarquements auxquels s'ajoutent les individus morts rejetés, très peu de pays enregistrent l'état des rejets ou communiquent la valeur des rejets. Par conséquent, ces captures sont généralement considérées comme une estimation minimale des captures des activités de pêche dans l'Atlantique Nord lors de l'évaluation des stocks (Anon 2018).

Tout au long de la série chronologique, les captures de requin-taube bleu dans l'Atlantique Nord ont été dominées par les flottilles européennes (notamment du Portugal et de l'Espagne) et américaines (tableau 4). Les captures de tous les pays combinés ont atteint un sommet en 1995 et 1996, dépassant 5 000 t au cours de ces deux années. Depuis 1994, la moyenne des captures annuelles de requin-taube bleu s'élève à 3 685 t dans l'Atlantique Nord, dont 67 t en moyenne au Canada (tableau 4). Jusqu'en 2017, aucune tendance systématique dans le temps n'a été observée, les captures (débarquements + individus morts rejetés) des 5 années précédentes demeurant proches de la moyenne à long terme. Cependant, les captures en 2018 et 2019 ont diminué, vraisemblablement en raison de la recommandation 17-08 de la CICTA qui stipule que tous les individus vivants doivent être relâchés. Il convient de noter que les zéros dans les séries chronologiques pour le Canada (1994) et le Maroc (1994–2002) représentent un manque de données, plutôt que de véritables zéros.

Pêches commerciales canadiennes

Aucune pêche dirigée du requin-taube bleu n'a jamais été pratiquée au Canada atlantique, tous les débarquements représentant des captures accessoires dans d'autres activités de pêche commerciale. En 1995, un quota non restrictif de 250 t par an a été mis en place (Campana *et al.* 2004 b), qui a été réduit à 100 t après l'EPR initiale pour le requin-taube bleu (Campana *et*

al. 2006). Seuls les navires du Canada, du Japon et des îles Féroé semblent avoir capturé des quantités significatives de requin-taupe bleu dans les eaux canadiennes, bien que la participation des navires étrangers aux captures soit négligeable depuis 1999 (Campana *et al.* 2004b).

Débarquements

Les débarquements de requin-taupe bleu ont été extraits de la base de données du fichier informatisé sur les échanges entre les zones ZIFF (ZIFF). Cette base de données reflète les bases de données régionales indépendantes sur les débarquements commerciaux des régions des Maritimes, du Golfe, du Québec et de Terre-Neuve-et-Labrador. À titre d'exemple, les débarquements dans la région des Maritimes ont fait l'objet d'un suivi au moyen de journaux de bord (1979–2002), puis d'une surveillance à quai de 100 % depuis 2003 (Showell *et al.* 2017); les données sont actuellement conservées dans la base de données du Système d'information sur les pêches des Maritimes (SIPMAR). Pour être cohérent avec les évaluations précédentes des débarquements (p. ex., Showell *et al.* 2017), nous n'avons pas tenté d'incorporer les modifications post-traitement apportées aux données avant la présentation annuelle à la CICTA. Ainsi, des différences mineures existent entre les séries chronologiques de données fournies à la CICTA par rapport au tableau 5. La contribution canadienne aux données de tâche I (section *Pêches internationales* ci-dessus) devrait être retenue comme le relevé le plus complet des captures totales de la pêche, tandis que les données décrites dans cette section donnent la contribution relative par région.

Historiquement, de nombreux requins débarqués dans les régions des Maritimes et de Terre-Neuve-et-Labrador étaient déclarés comme des requins non identifiés (toutes espèces confondues) ou des requins-taupes bleus (une catégorie combinant le requin-taupe commun et le requin-taupe bleu). De plus, les différences morphologiques entre le requin-taupe commun et le requin-taupe bleu sont relativement subtiles, et il est probable que certains des premiers débarquements enregistrés de requins-taupes bleus étaient en fait des requins-taupes communs. Le tracé des données sur les débarquements pour la région des Maritimes avant 2001 appuie l'idée de la mauvaise identification des espèces, étant donné qu'elle correspond étroitement à la répartition connue du requin-taupe commun (Campana *et al.* 2015) qui n'est pas concentrée le long des eaux plus chaudes du rebord du plateau. Par conséquent, les débarquements sont considérés comme approximatifs avant 2001, même si l'effort de surveillance était relativement élevé.

La majorité des débarquements de requins-taupes bleus proviennent des activités de pêche de la région des Maritimes (tableau 5). Les régions du Québec et du Golfe ne contribuent que très peu au total, peu importe l'année. Les débarquements de Terre-Neuve-et-Labrador ont atteint jusqu'à 44 % de ceux des Maritimes (en 2000), mais ils se situent plus souvent à 10 % ou moins, et sont nuls pour 2018 et 2019 (tableau 5). Dans l'ensemble, les débarquements ont diminué, passant d'environ 70 t au début des années 2000 aux valeurs minimales des séries, soit environ 30 t en 2012. Ces dernières années, les débarquements ont augmenté jusqu'à un maximum de 96 t (en 2017; présentation à la CICTA de 109 t), mais ont chuté à environ 54 t pour 2019 (tableau 5). La diminution observée en 2018 et 2019 est en partie liée à une modification des conditions de permis qui exige la remise à l'eau de toutes les captures vivantes et n'autorise que les débarquements d'individus morts à bord des navires (rec. CICTA 17-08). Au cours des cinq dernières années, la grande majorité des débarquements de requins-taupes bleus (> 99 %) proviennent des palangres benthiques et pélagiques (tableau 5).

La seule information sur la distribution longueur-fréquence des débarquements provient de la surveillance à quai de la flottille de palangriers pélagiques dans la région des Maritimes; elle est archivée dans la base de données de pointage. Les données de 1999 à 2017 ont été extraites avant l'évaluation de la CICTA de 2017 pour le requin-taupe bleu, et fournies comme données d'entrée pour le modèle d'évaluation (Anon 2018). Pour toutes les années, le sommet de la

répartition se situe entre 100 et 200 cm de longueur (figure 10), avec exceptionnellement peu de débarquements d'animaux de plus de 250 cm de longueur. Cela montre que la pêche à la palangre pélagique capture presque exclusivement des juvéniles.

Rejets

Les informations sur les rejets de requin-taupe bleu utilisées dans ce document proviennent des programmes d'observateurs en mer. Bien que la déclaration obligatoire des captures accessoires par le biais d'un nouveau journal de bord supplémentaire ait été introduite pour la flottille de palangriers pélagiques en 2018, ce changement réglementaire ne s'applique pas à toutes les activités de pêche qui interagissent avec le requin-taupe bleu. En ce qui concerne les données des observateurs en mer, il est important de se rappeler que la proportion de l'effort de pêche commerciale qui est constatée varie selon les flottilles, les années et les régions. Comme pour les données de débarquements, l'identification des espèces par les observateurs des pêches devrait être plus précise à compter de 2001. Dans la région des Maritimes, les données sont conservées dans la base de données des relevés de l'industrie (BDRI). Les extractions de données de la BDRI ont été effectuées en janvier 2020 et n'intégreront pas les modifications apportées après cette date.

Dans la région des Maritimes, les types d'engins associés aux captures accessoires de requins-taupes bleus comprennent la palangre pélagique ou dérivante, la palangre de fond et le chalut à panneaux, et des quantités minimales de sennes coulissantes, de filets maillants fixes, de lignes à main et de lignes traînantes. Il convient de souligner que très peu d'enregistrements concernant le chalut pélagique et le chalut à panneaux latéraux sont combinés dans la catégorie générale du chalut à panneaux. Au cours des trois dernières années, les rejets n'ont été observés que pour le chalut à panneaux et la palangre pélagique, et sont restés inférieurs à 5 t depuis 2008 (tableau 6). En 2019, les rejets observés ont été extrêmement faibles, à < 1 t.

Dans la région des Maritimes, au cours des 20 dernières années, la grande majorité des rejets de requins-taupes bleus proviennent de deux pêches : la pêche de l'aiglefin au chalut à panneaux et la pêche de l'espadon et des autres thonidés à la palangre pélagique (figure 11). Des rejets minimes de requins-taupes bleus ont été enregistrés par les flottilles ciblant d'autres espèces.

Les observateurs en mer de la région des Maritimes enregistrent la longueur des poissons individuels à partir des mesures des captures conservées ou des estimations de la longueur des animaux rejetés. Nous avons comparé les informations relatives à la longueur et à la fréquence des données des observateurs en mer aux données de pointage et avons constaté, pour chaque année, une correspondance très étroite entre les deux (figure 10). Cela confirme que la pêche à la palangre pélagique tend à capturer des juvéniles et ne fournit aucune preuve d'un « écrémage » ou d'un rejet préférentiel d'une taille précise de requin-taupe bleu.

Les données des observateurs en mer de la région de Terre-Neuve-et-Labrador indiquent que le requin-taupe bleu a été capturé principalement au moyen de filets maillants dans la subdivision 3Ps pour la pêche de la morue, dans la division 3OPs pour la pêche mixte de la baudroie, de la merluche blanche et de la raie, et dans la division 3 L pour la pêche du flétan noir du Groenland (figure 12). Il est à noter que seules les divisions de l'OPANO (figure 13) où des observations de requins-taupes bleus ont été faites sont indiquées, et non pas toutes les divisions de l'OPANO concernées par les pêches. Historiquement, des prises accessoires de requins-taupes bleus ont été observées dans les activités de pêche à la palangre de l'espadon et du thon de la division 3MNO, et de la division 3LNO de la pêche au requin-taupe commun. Plus récemment, des captures accessoires de cette espèce ont été observées dans la pêche à la palangre du flétan de l'Atlantique dans la sous-division 3Ps. Il faut souligner que la couverture par les observateurs en mer des activités de pêche dans la sous-division 3Ps est presque inexistante depuis 2012, d'où la quasi-absence de captures accessoires de requin-taupe bleu enregistrées dans une zone où cette espèce (et d'autres grands requins) continue d'être

capturée accidentellement par des filets maillants. Dans les pêches au chalut de fond (à panneaux), les captures accessoires de requins-taupes bleus ont été observées principalement dans la pêche à la limande à queue jaune de la division 3NO et dans la pêche à la morue de la sous-division 3Ps. Depuis 2016, les captures enregistrées (conservées + rejetées) dans la base de données des observateurs en mer étaient inférieures à 1,5 t, mais la collecte de données a été limitée par la couverture annuelle très faible, voire inexistante, des observateurs en mer dans la majorité des activités de pêche ces dernières années.

Probabilité d'interception

Pour évaluer la probabilité d'interception de diverses pêches dans la région des Maritimes, nous avons calculé la proportion des calées observées qui ont mené à des captures de requins-taupes bleus. Dans un premier temps, des flottilles commerciales ont été identifiées, sur la base du type d'engin et de l'espèce cible, à partir des données des observateurs en mer comme étant celles qui ont enregistré des captures accessoires (conservées ou rejetées). Ensuite, tous les enregistrements des observateurs en mer des flottilles commerciales utilisant le même type d'engin et ciblant les mêmes espèces ont été extraits. Enfin, toutes les calées qui ont permis de capturer le requin-taupe bleu au cours d'une année donnée ont été identifiées et la proportion a été calculée. Si cela est justifié, une analyse semblable de la probabilité d'interception des flottilles de la région de T.-N.-L. pourrait être effectuée à l'avenir.

Les probabilités d'interception relatives étaient élevées pour la flottille de palangriers pélagiques, avec une moyenne de 48 % des calées observées ayant croisé le requin-taupe bleu. Aucune autre activité de pêche ne présentait un taux d'interaction annuel supérieur à 1 % et la plupart étaient constamment inférieurs à 0,5 %. Par exemple, les captures de requin-taupe bleu par des palangres benthiques ont été rarement observées dans la région des Maritimes, avec seulement 88 observations sur plus de 31 000 calées (0,28 %; tableau 7). Cela est probablement dû au fait que le requin-taupe bleu passe peu de temps sous la couche mélangée, ce qui réduit au minimum le taux de rencontre avec les engins benthiques. Bien que les quantités de rejets provenant de la pêche au chalut à panneaux semblent les plus importantes après la palangre pélagique (tableau 6), il est important de garder à l'esprit que seulement 171 calées de chalut à panneaux ont intercepté des requins-taupes bleus, sur les 117 561 observés depuis 1994 (0,1 %; tableau 7).

Les autres types d'engins ne sont responsables que d'interactions sporadiques, généralement faibles, avec le requin-taupe bleu. Depuis 1994, les captures accessoires de requins-taupes bleus par ces activités de pêche ont été très faibles, puisque moins de 1 % des calées de filets maillants fixes, de lignes à main et de lignes traînantes et 1,1 % des calées de sennes coulissantes ont capturé des requins-taupes bleus (tableau 8). Au cours des dix dernières années, seules 13 interactions avec le requin-taupe bleu ont été enregistrées dans toutes les activités de pêche utilisant ces types d'engins (tableau 8).

Soulignons que ces taux d'interaction ne fournissent pas d'informations pouvant être utilisées pour estimer les rejets de l'ensemble de la flottille (rejets totaux lors des sorties incluant ou non des observateurs). Cela nécessiterait une analyse des sources possibles de biais dans la couverture des observateurs en mer (c.-à-d. le déploiement, les effets temporels ou spatiaux), associée à une méthode permettant de mettre à l'échelle les rejets observés par activité de pêche (p. ex., Stock *et al.* 2019). De plus, des rapports ont été établis par type d'engin (p. ex., chalut à panneaux) plutôt que par une flottille particulière (p. ex., engin mobile < 4 m [45 pi]). Toutefois, les taux de couverture des observateurs sont élevés (jusqu'à 100 %) dans les activités de pêche au chalut à panneaux des poissons de fond pratiquées sur le banc de Georges et dans le relevé annuel du flétan de l'Atlantique à la palangre benthique. Les taux de couverture sont beaucoup plus faibles dans les autres composantes de la pêche à la palangre benthique et pour les types d'engins associés aux captures sporadiques dans la région des Maritimes. Les objectifs de couverture sont de 10 % pour la palangre pélagique. La couverture

des observateurs en mer pour les pêches associées à des interactions sporadiques (p. ex., le filet maillant fixe et la senne coulissante) est extrêmement faible comparée aux autres pêches de poissons de fond ou à la palangre pélagique.

Caractère saisonnier

Les données des observateurs dans la région des Maritimes ont été réparties par trimestre de pêche pour la palangre pélagique (figure 14), la palangre benthique (figure 15) et le chalut à panneaux (figure 16) afin d'évaluer le caractère saisonnier. Les captures accessoires dans toutes les autres pêches étaient minimales ou trop sporadiques pour fournir des renseignements utiles sur ce point.

Les informations sur le requin-taube bleu provenant des données des observateurs montrent une tendance claire tout au long de l'année. Le nombre d'observations est faible au premier trimestre (janvier à mars), suivi de la majorité des captures au deuxième trimestre (avril à juin) et au troisième trimestre (juillet à septembre), et d'une diminution au quatrième trimestre (octobre à décembre) (tableau 9). Ce schéma correspond à la période probable où les températures de la mer sont plus élevées et plus habitables pour le requin-taube bleu (10 à 25 °C). Le chalut à panneaux ne semble interagir avec le requin-taube bleu que dans une petite zone au large de la pointe sud de la Nouvelle-Écosse (figure 16), peu importe la saison, bien qu'il soit utilisé dans toutes les zones où le requin-taube bleu est capturé par d'autres types d'engins. Cela suggère que le requin-taube bleu semble présent près de la ligne de La Haye (c.-à-d. le long de la limite entre la ZEE américaine et canadienne) en toutes saisons. La flottille de palangriers pélagiques est la plus active aux deuxième, troisième et quatrième trimestres, et elle a rencontré des requins-taubes bleus au cours de ces trimestres dans toute l'étendue de la pêche (figure 14). À titre anecdotique, la flottille a tendance à se déplacer des zones plus méridionales au cours du T2 vers le bord du plateau continental (bancs de Brown, de l'île de Sable et Banquereau), et à l'intérieur du bassin Émeraude au cours du T3 et du T4. Les probabilités d'interception par la flottille de palangriers pélagiques étaient plus élevées au cours des deuxième et troisième trimestres, et ont considérablement diminué au cours du quatrième trimestre (tableau 9). Bien que l'effort de pêche soit proportionnellement moins important pendant les mois d'hiver (T1 et T4), il est probable que les requins-taubes bleus soient également rencontrés moins fréquemment en raison de leurs préférences thermiques.

Mortalité sur les navires

La mortalité par pêche peut être séparée en trois composantes : les débarquements, la mortalité par capture ou à bord des navires, et la mortalité après remise à l'eau des rejets (Campana *et al.* 2016). Combinées, ces sources de mortalité représentent les captures totales. L'état des requins est un facteur prédictif connu de la mortalité (p. ex., Ellis *et al.*, 2017), de sorte que le suivi de l'état des requins fournit des informations sur la proportion d'individus morts à bord des navires ainsi que sur la fréquence relative des blessures dans le cas des rejets vivants. En 2010, un protocole élargi de surveillance des requins a été mis en œuvre par les observateurs en mer de la région des Maritimes pour la pêche à la palangre pélagique afin de caractériser l'état des captures de requins. Les captures conservées (c.-à-d. les débarquements) sont caractérisées comme étant vivantes ou mortes lors de la récupération de l'engin (tableau 10), tandis que les captures rejetées sont classées comme étant mortes, blessées, saines, mordues par des requins ou inconnues (tableau 11). Si l'on tient compte de l'état des captures débarquées et rejetées, une moyenne de 30,6 % (max = 69 %, min = 18 %) des requins-taubes bleus accrochés à l'hameçon sont morts lors de la récupération de l'engin (tableau 12).

Mortalité après remise à l'eau

La mortalité après remise à l'eau des rejets vivants n'a été quantifiée que pour la pêche à la palangre pélagique, en tenant compte de l'état des poissons (c.-à-d. sains ou blessés). Des

détails sur les déploiements des étiquettes peuvent être trouvés dans Bowlby *et al.* (2019) pour les marquages qui ont eu lieu entre 2017–2019 et dans Campana *et al.* (2016) pour les déploiements antérieurs. Bowlby et ses collaborateurs (2019) ont ajusté des modèles de mélange de survie à toutes les données combinées (déploiements précoces et récents) et ont rapporté des estimations de mortalité après remise à l'eau de 0,27 (IC = 0,15, 0,44) pour les requins-taupes bleus sains et de 0,33 (IC = 0,08, 0,73) pour les requins-taupes bleus blessés. À cette époque, la probabilité qu'un individu relâché soit blessé était de 0,14 (IC = 0,08, 0,20), ce qui suggère un taux moyen pondéré de mortalité après remise à l'eau de 0,28 (Bowlby *et al.* 2019). En d'autres termes, après avoir pris en compte la proportion relative de blessés dans les poissons relâchés vivants, on s'attend à ce qu'environ 28 % de ceux-ci meurent par la suite. Le fait que les taux de mortalité après remise à l'eau des requins-taupes bleus blessés et sains soient très comparables est probablement dû à la difficulté relative d'attribuer avec précision une catégorie d'état (Campana *et al.* 2016), plutôt que de suggérer que l'étendue des blessures physiques n'est pas une variable explicative importante de la mortalité (Ellis *et al.* 2017).

Pêche récréative canadienne

Dans la région des Maritimes, la pêche récréative annuelle du requin se pratique avec remise à l'eau, à l'exception d'un nombre limité de tournois de pêche au requin (4 à 6 par année) qui permettent la conservation. Dans ces deux composantes de la pêche récréative, la principale espèce visée est le requin bleu. Au total, 52 requins-taupes bleus ont été débarqués lors des tournois de pêche depuis leur création en 1994, avec un maximum de 6 individus retenus en une seule année (2004; tableau 13). Compte tenu du statut peu favorable du requin-taupe bleu selon l'évaluation de la CICTA de 2017, les règles de gestion des tournois de pêche au requin ont été modifiées en 2018 pour autoriser la conservation du requin bleu uniquement. Actuellement, toutes les pêches récréatives du requin dans les régions du Golfe, du Québec, de Terre-Neuve-et-Labrador et des Maritimes sont pratiquées avec remise à l'eau. La survie après la remise à l'eau à la suite d'une capture à la canne et au moulinet a été estimée à 90 % (French *et al.* 2015), de sorte que les pêches récréatives de requins au Canada sont peu susceptibles d'avoir un effet significatif sur le requin-taupe bleu dans l'Atlantique Nord.

D'autres pêches récréatives en mer (p. ex., le poisson de fond) ne sont pas soumises à l'obligation de détenir un permis et ne font l'objet d'aucune surveillance. Des informations anecdotiques laissent croire que le requin bleu et le requin-taupe bleu sont occasionnellement capturés, mais aucun rapport connu ne fait état de requin-taupe bleu. Ces pêches récréatives doivent être considérées comme insuffisamment documentées.

Résumé des menaces

Les directives du MPO (2014) ont été utilisées pour catégoriser les menaces pesant sur le requin-taupe bleu dans l'Atlantique Nord. En général, ce processus se déroule en deux étapes :

Étape 1 – Évaluation des menaces à l'échelle des populations. Cela comprend l'évaluation :

- de la probabilité de réalisation;
- du niveau d'impact
- de la certitude causale
- du risque de menace à l'échelle des populations (produit de la probabilité de réalisation et du niveau d'impact);
- de la réalisation de la menace à l'échelle des populations;
- de la fréquence de la menace à l'échelle des populations; et
- de l'ampleur de la menace à l'échelle des populations.

Étape 2 – Évaluation des menaces à l'échelle de l'espèce. Cela comprend l'évaluation :

- du risque de menace à l'échelle de l'espèce (synthèse du risque de menace pour les populations);
- de la réalisation de la menace à l'échelle de l'espèce;
- de la fréquence de la menace à l'échelle de l'espèce; et
- de l'ampleur de la menace à l'échelle de l'espèce (synthèse de l'étendue de la menace à l'échelle des populations).

Ici, une seule population de l'espèce est concernée (UD de l'Atlantique Nord); les menaces n'ont donc pas été regroupées à l'échelle de l'espèce. Cependant, l'évaluation de la menace a été appliquée deux fois : d'abord pour faire une comparaison entre les activités de pêche canadiennes et internationales (tableau 14) et ensuite entre les différentes activités de pêche canadiennes (tableau 15).

Les activités de pêche internationales constituent de loin la plus grande menace pour la population de requins-taupes bleus de l'Atlantique Nord, tant en ce qui concerne les débarquements enregistrés que les rejets potentiels. La dernière évaluation de la CICTA indique que les populations ont diminué d'environ 50 % depuis le début des années 1980 et que ce déclin devrait se poursuivre au moins jusqu'en 2035 (Anon 2020). Si les taux actuels de mortalité par pêche se maintiennent, les projections de population indiquent une probabilité non négligeable de disparition. En d'autres termes, il est possible que la population tombe à zéro aux niveaux actuels de mortalité par pêche. Par conséquent, le niveau d'impact des activités de pêche internationales est qualifié d'« extrême ». Les captures des pêches canadiennes sont inférieures à 10 % (et généralement inférieures à 5 %) du total déclaré à la CICTA et, à la lumière des résultats présentés pour l'élément 22 (évaluation des dommages admissibles), il est peu probable qu'elles mettent en péril la survie ou le rétablissement de l'espèce isolément. Par conséquent, nous avons attribué la note « faible » à l'incidence globale de la pêche canadienne. En outre, la fréquence de la réalisation et l'ampleur de la menace sont plus faibles dans le cas des pêches canadiennes, car le requin-taupe bleu occupe principalement les eaux du Canada de façon saisonnière. Il est toutefois important de noter que les activités de pêche canadiennes ne se déroulent pas de manière isolée; elles sont concurrentes aux pêches internationales et à toute autre menace. Bien que la menace individuelle posée par chacune d'entre elles soit faible, elles contribuent à la mortalité par pêche cumulée et par conséquent au déclin de la population de requins-taupes bleus dans l'Atlantique Nord.

L'évaluation des menaces pesant sur les pêches canadiennes a été ventilée par type d'engin, comme dans les évaluations précédentes des débarquements et des rejets (Campana *et al.* 2006, Showell *et al.* 2017). Pour toutes les catégories, nous considérons qu'il existe des preuves solides indiquant que la menace existe (c.-à-d. que le type d'engin est utilisé au Canada) et que l'ampleur des répercussions sur la population peut être quantifiée de façon relative. Par conséquent, nous avons une certitude causale « très élevée » que la menace est liée à la survie et au rétablissement de la population, et toutes les pêches sont classées 1 (tableau 14). La probabilité de réalisation a été quantifiée à partir des interactions observées au cours des 10 années précédentes, les pêches présentant des interactions chaque année étant notées comme « connues (100 %) » et celles présentant des pourcentages plus faibles étant considérées comme moins probables (p. ex., la palangre de fond : probable [80 %]). Il est à noter que les catégories « très faible » et « négligeable » ont été ajoutées au niveau d'impact associé à une menace (tableau 15), afin d'éviter que toutes les menaces reçoivent la cote « faible ». (« Faible » est défini comme étant un changement de 1 à 10 % de la population ou une menace peu susceptible de compromettre la survie ou le rétablissement)

FACTEURS NATURELS

Le requin-taupe bleu appartient à un genre robuste et adaptable, qui survit dans les océans du monde entier depuis près de 100 millions d'années. En tant que prédateur généraliste de niveau trophique supérieur, il est peu probable que la disponibilité de la nourriture, et par conséquent l'exclusion compétitive, soit un facteur limitant pour le requin-taupe bleu. Cette espèce présente une tolérance à un large éventail de conditions océanographiques, notamment la température (Compagno 2001, Abascal *et al.* 2011, Nasby-Lucas *et al.* 2019) et l'oxygène dissous (Vetter *et al.* 2008, Abascal *et al.* 2011), et est à même de migrer et de survivre dans une multitude de types d'habitats (Compagno 2001). Le requin-taupe bleu mature compte très peu de prédateurs naturels, à l'exception de l'épaulard (*Orcinus orca*) (Visser *et al.* 2000) et de requins potentiellement plus grands, de sorte que la mortalité naturelle est vraisemblablement très faible.

Malgré les caractéristiques bénéfiques de son cycle biologique énumérées ci-dessus, le requin-taupe bleu est vulnérable à la pression de la pêche en raison de son âge de maturité tardif et de son taux de reproduction relativement lent. Les femelles requin-taupe bleu arrivent à maturité au bout d'environ 18 ans, ont une durée de vie relativement courte (38 ans), un cycle de reproduction allant jusqu'à 3 ans (Mollet *et al.* 2000), et des portées de petite taille (environ 7 petits). Les analyses démographiques de ces caractéristiques de cycle biologique suggèrent que le taux de croissance des populations après exploitation se situe dans la partie inférieure du spectre des cycles biologiques des élastomobranches (Au *et al.* 2015). L'évaluation des risques écologiques (Anon 2013) confirme que le requin-taupe bleu est plus menacé par l'exploitation que les autres espèces de requins.

Non seulement l'espèce est considérée comme très sensible aux pêches dans l'Atlantique Nord (McCully *et al.* 2013, Queiroz *et al.* 2016), mais une récente étude de marquage électronique a indiqué que les taux de mortalité par pêche du requin-taupe bleu dans l'Atlantique Nord pourraient être dix fois plus élevés que les estimations précédentes. À l'échelle mondiale, cette situation a suscité une augmentation des préoccupations quant au statut (Byrne *et al.* 2017, Anon 2018) et a contribué à son inscription dans la catégorie « en voie de disparition » sur la liste rouge de l'UICN (Rigby *et al.* 2019) et à son inscription à l'annexe II de la CITES en 2019.

CONSIDÉRATIONS RELATIVES À L'ÉCOSYSTÈME

Les trois principaux types d'engins qui interagissent avec le requin-taupe bleu (palangres pélagique et benthique, et chalut à panneaux) sont non sélectifs dans le sens où ils n'excluent pas les organismes non ciblés de la capture. La probabilité que les espèces dont la biologie, l'habitat ou la répartition sont comparables soient interceptées et retenues par ces activités de pêche dans l'Atlantique Nord (p. ex., Queiroz *et al.*, 2016) est élevée. L'évaluation la plus complète des captures accessoires des pêches dans la région des Maritimes (2002–2006) a démontré que la flottille de palangriers pélagiques était associée aux captures d'environ 22 espèces différentes, dont plusieurs requins, oiseaux, mammifères marins, tortues et autres poissons pélagiques (Gavaris *et al.* 2010). La flottille de chaluts à panneaux pour les poissons de fond ainsi que la pêche à la palangre de fond pour le flétan de l'Atlantique étaient associées à des captures d'un ensemble encore plus vaste d'espèces, notamment des poissons téléostéens, diverses raies, des invertébrés et des poissons pélagiques (Gavaris *et al.* 2010). Le potentiel d'influence sur la structure et les habitats du fond constitue une différence importante entre les engins de fond et les engins pélagiques, comme le montrent les rejets d'algues et de coraux provenant de la pêche au chalut à panneaux du poisson de fond. Ces informations sont considérées comme indicatives du potentiel d'interaction avec les différents composants de l'écosystème, et sont par conséquent les plus utiles pour la comparaison. Comme le soulignent Gavaris et ses collaborateurs (2010), « *les estimations particulières des quantités de rejets ne doivent pas être considérées comme définitives ou acceptées sans faire preuve d'esprit critique* » [traduction]. Des travaux supplémentaires sur les prises accessoires

sont nécessaires pour comprendre et quantifier les répercussions sur l'écosystème des pêches qui interagissent avec le requin-taupe bleu.

MENACES AUX PROPRIÉTÉS DE L'HABITAT : NON PERTINENT

Élément 9 : Menaces : Énumérer les activités les plus susceptibles de menacer (c.-à-d. endommager ou détruire) les propriétés de l'habitat décrites dans les éléments 4 et 5, et fournir des renseignements sur l'ampleur et les conséquences de ces activités.

Les changements océanographiques à grande échelle qui pourraient affecter les habitats marins au Canada (p. ex., acidification, changement climatique; Belkin 2009, Bates *et al.* 2012) sont éparés, systémiques et résultent essentiellement de toutes les activités qui contribuent à l'industrialisation, tant au Canada qu'à l'étranger.

CIBLES DE RÉTABLISSEMENT ET PROJECTIONS DÉMOGRAPHIQUES

Élément 12 : Proposer des cibles de rétablissement concernant l'abondance et l'aire de répartition.

Élément 13 : Projeter les trajectoires attendues des populations sur une période raisonnable sur le plan scientifique (minimum de 10 ans) et les trajectoires au fil du temps jusqu'à l'atteinte des cibles de rétablissement potentielles, en fonction des paramètres actuels de la dynamique des populations de requin-taupe bleu.

Élément 15 : Évaluer la probabilité que les cibles de rétablissement potentielles puissent être atteintes selon les paramètres actuels de la dynamique des populations et comment cette probabilité pourrait varier selon différents paramètres de mortalité (en particulier selon des valeurs plus faibles) et de productivité (en particulier selon des valeurs plus élevées).

CIBLES DE RÉTABLISSEMENT

Répartition

Aucune cible n'est proposée pour la répartition du requin-taupe bleu dans les eaux canadiennes. On suppose que cette espèce utilise de façon saisonnière les eaux continentales du banc de Brown vers l'est jusqu'aux Grands Bancs, se concentrant le long de la limite nord du Gulf Stream (Natanson *et al.* 2020).

Abondance

Les évaluations internationales du requin-taupe bleu établissent le statut par rapport au rendement maximal durable (RMD) afin de déterminer si une population est surexploitée ou si on assiste à une surpêche. Mathématiquement, ces termes correspondent à une biomasse de population (B) représentée par $B < B_{RMD}$ (c.-à-d. surpêche) et à un taux de mortalité par pêche (F) $F > F_{RMD}$ (c.-à-d. surpêche; Anon 2018). Le statut relatif à ces deux points de référence est évalué au moyen d'une matrice de Kobe, qui fournit les probabilités combinées de tous les modèles d'évaluation indiquant que la population se trouve dans l'un des quatre quadrants de la matrice (p. ex., figure 17). La population serait considérée comme ayant un taux de biomasse sain et faisant l'objet d'une pêche durable si la majorité de la masse de probabilité des évaluations se situait dans le quadrant vert inférieur droit ($B > B_{RMD}$ et $F < F_{RMD}$). Dans la mesure où la future évaluation du statut de la population de l'Atlantique Nord sera effectuée par la CICTA, une majorité de la masse de probabilité dans l'un des quadrants de droite de la courbe de Kobe (où $B > B_{RMD}$) constituerait une cible d'abondance utile. En d'autres termes, le B_{RMD} ou tout substitut du B_{RMD} utilisé dans les évaluations de la CICTA pourrait être considéré comme la cible d'abondance.

Contrairement à la majorité des forums qui procèdent à l'évaluation des stocks à l'aide d'un modèle-cadre déterminé, qui est ensuite comparé à d'autres formulations de modèles de « sensibilité » (p. ex., le CERT), les évaluations des requins effectuées par la CICTA modifient parfois complètement les approches ou accordent le même poids aux résultats de plusieurs approches de modélisation différentes afin de formuler un avis. Cela signifie qu'il n'existe pas de valeur unique pour le B_{RMD} dans une évaluation donnée. En outre, l'évaluation structurée par âge utilisée en 2017 et 2019 fournit la biomasse des femelles du stock reproducteur (FSR) plutôt que la B et utilise le FSR_{RMD} comme point de référence d'abondance. Cependant, le seuil de RMD est utilisé dans les deux cas (c.-à-d., $B > B_{RMD}$ ou $FSR > FSR_{RMD}$) pour définir l'abondance relative.

En résumé, il n'est pas possible de fournir une estimation de l'abondance ou une évaluation des pêches propres aux eaux canadiennes, et les évaluations de la CICTA concernant le requin-taupe bleu dans l'Atlantique Nord sont utilisées dans la présente EPR pour définir les cibles de rétablissement et évaluer la situation. Les évaluations de la CICTA reposent sur diverses approches de modélisation, ce qui signifie qu'il n'existe pas de valeur unique (en biomasse ou en nombre d'individus) pouvant être définie comme le point de référence limite. Le statut de surexploitation est déterminé par rapport au B_{RMD} ou à une approximation du B_{RMD} (p. ex., FSR_{MDS}), qui est proposé comme cible d'abondance pour le requin-taupe bleu. Aucune cible de répartition n'est proposée, étant donné que la population est présente dans tout l'Atlantique Nord.

PROJECTIONS DÉMOGRAPHIQUES

Paramètres actuels de dynamique des populations

Dans la majorité des évaluations des pêches, des projections de population sont effectuées pour déterminer la probabilité de rétablissement des stocks à différents taux de mortalité par pêche. L'évaluation la plus récente de la CICTA a fait appel à un modèle structuré par âge (appliqué dans le modèle Stock Synthesis) dans les projections, en supposant des augmentations du total admissible des captures (TAC) de 100 t, allant de 0 à 1 100 t, et les valeurs les plus récentes pour les paramètres de dynamique des populations (Anon 2020). La projection des populations a été réalisée jusqu'en 2070 (ce qui représente environ deux générations) et les résultats ont été résumés sous forme de probabilité d'atteinte d'un niveau donné d'augmentation de la population par tranches de 5 ans.

Les projections suggèrent que des captures totales (débarquements + rejets morts + mortalité après remise à l'eau des poissons vivants) de 500 t ou moins ne présenteraient qu'une probabilité de rétablissement du stock au FSR_{RMD} de 52 % d'ici 2070 (tableau 16; Anon 2020). Même si les captures totales étaient nulles, la probabilité que la population atteigne la cible d'abondance d'ici 2070 n'était que de 81 % (Anon 2020). Le plus haut taux de mortalité par pêche évalué était de 1 100 t, ce qui correspondait à une probabilité de 10 % que le stock puisse se rétablir jusqu'au FSR_{RMD} d'ici 2070. À titre de comparaison, les captures totales des pêches (débarquements et rejets morts) se chiffraient à 1 863 t en 2019. On sait que les rapports sur les rejets et l'état des rejets sont largement incomplets, de sorte que les captures totales de la pêche pour une année donnée sont sous-estimées.

Une autre caractéristique importante des projections réside dans le fait qu'elles laissent présager une baisse continue des populations jusqu'en 2035, indépendamment du scénario de captures. Cela se traduit par des probabilités toujours plus faibles d'atteindre le FSR_{RMD} jusqu'en 2035 (tableau 16). Cette situation s'explique par le fait que les captures de la pêche concernent des juvéniles, ce qui crée un décalage entre la réduction de la pêche et l'augmentation de l'efficacité de la reproduction. Autrement dit, si la pêche des juvéniles de 8 à 10 ans cesse, il faudra encore 10 ans pour que ces femelles arrivent à maturité et commencent à contribuer à l'efficacité de la reproduction, et à permettre l'augmentation de la population.

Contrairement à d'autres poissons qui peuvent connaître de grandes variations dans le recrutement, les élasmobranches ont une efficacité de reproduction et une capacité de croissance des populations relativement fixes (Kindsvater *et al.* 2016). Aucun changement mesurable n'a été observé dans les paramètres clés de la reproduction, tels que la longueur ou le poids à maturité, au cours des 50 dernières années (Natanson *et al.* 2020), et de grandes variations dans la survie pendant l'ontogenèse ne sont pas attendues pour un prédateur de niveau trophique supérieur à longévité importante. Considérées dans leur ensemble, ces caractéristiques laissent croire que les paramètres de dynamique des populations sont relativement fixes. Il nous paraît peu probable qu'une productivité plus élevée puisse être obtenue par des changements dans les profils de cycle biologique, indépendamment des changements dans la mortalité par pêche; des projections supposant une productivité plus élevée n'ont donc pas été élaborées.

Limites persistantes

La Politique sur le rétablissement et la survie (gouvernement du Canada, 2021) définit de façon générale le rétablissement comme le retour d'une espèce à sa condition naturelle au Canada avant qu'elle ne soit mise en péril par les activités humaines. Le rétablissement est considéré comme techniquement réalisable s'il existe des options scientifiques et de gestion ou des mesures technologiques qui pourraient être appliquées de manière réaliste et suffisamment tôt pour atteindre les cibles de rétablissement. Le rétablissement est biologiquement faisable si les caractéristiques du cycle de vie de l'espèce peuvent encore lui permettre d'atteindre un état de rétablissement.

Une limite persistante est définie comme une contrainte liée à la capacité de remettre une espèce dans sa condition naturelle. Elle peut représenter des conditions biologiques ou écologiques irréversibles qui ne peuvent être raisonnablement atténuées ou une limite technique quant à notre capacité à inverser les changements subis par l'espèce, son habitat ou l'écosystème au sens large (p. ex., le changement climatique). Le requin-taupe bleu habite tout l'Atlantique Nord et est soumis à de nombreuses pêches internationales sur lesquelles le Canada n'a aucun pouvoir direct. La mortalité par pêche est la seule menace connue pour les populations (COSEPAC 2019) et, malgré les avis scientifiques visant à interdire la rétention des individus de l'espèce (Anon 2020), aucune mesure de gestion restrictive, telle qu'un TAC, n'a été mise en œuvre sur le plan international.

Sur la base des projections des populations, le taux actuel de mortalité par pêche dans l'Atlantique Nord ne permettra pas le rétablissement, même si celui-ci demeure réalisable sur le plan biologique. La mortalité par pêche doit diminuer jusqu'à 500 t ou moins pour atteindre une probabilité de plus de 50 % de rétablissement en deux générations. Au cours des 20 dernières années, les captures canadiennes dans l'Atlantique Nord n'ont représenté qu'une fraction de celles des autres pays, ne dépassant 100 t que trois années : 1995, 1997 et 2017 (tableau 4). Même si les captures des activités de pêche canadiennes (débarquements + rejets morts + mortalité après la remise à l'eau des poissons vivants) devenaient nulles, les captures internationales totales resteraient bien supérieures à 500 t dans le contexte de gestion actuel. À lui seul, le Canada n'a aucune possibilité d'influer sur le rétablissement de l'UD.

DISPONIBILITÉ D'HABITAT APPROPRIÉ : NON PERTINENT

Élément 14 : Cibles de rétablissement. Présenter un avis sur la mesure dans laquelle l'offre d'habitat approprié répond aux besoins de l'espèce, tant actuellement que lorsque les cibles de rétablissement de l'espèce proposées dans l'élément 12 seront atteints.

L'abondance du requin-taupe bleu n'est pas limitée par la superficie de l'habitat disponible, même si la population devait augmenter considérablement. En plus d'être largement distribuée, cette espèce est un prédateur généraliste (Preti *et al.* 2012) et peut partiellement réguler sa

température corporelle (Block et Carey 1985, Bernal *et al.* 2001), deux caractéristiques qui permettent au requin-taupe bleu de prospérer dans une grande diversité de conditions.

SCÉNARIOS D'ATTÉNUATION

Élément 16 : Dresser une liste des mesures d'atténuation réalisables et des activités de rechange raisonnables aux activités posant des menaces pour l'espèce et son habitat (énumérées dans les éléments 8 et 10).

ATTENUATION DES CAPTURES ACCESSOIRES

Il existe deux types généraux de mesures d'atténuation, celles qui préviennent la capture et celles qui réduisent la mortalité après la capture. Prévenir la capture initiale du requin-taupe bleu est le meilleur scénario en ce qui concerne : 1) la réduction de la mortalité sur les navires et après la remise à l'eau lors des activités de pêche, et 2) la réduction des conséquences néfastes pour les pêcheurs (p. ex., en augmentant le nombre d'hameçons disponibles pour les espèces cibles de plus grande valeur, en réduisant la déprédation des captures, en diminuant le temps nécessaire pour récupérer et réparer les engins, et en limitant l'exposition de l'équipage à des blessures possibles dues à des morsures de requin; Gilman *et al.* 2008). Lorsqu'un requin-taupe bleu interagit avec un engin de pêche, des mesures d'atténuation peuvent réduire la mortalité à bord des navires, pendant la manipulation ou après la remise à l'eau.

Il peut être difficile de déterminer des stratégies pour atténuer les répercussions sur les captures accessoires tout en maintenant des taux de captures commerciales durables et économiques des espèces cibles (O'Keefe *et al.* 2014). Dans certaines situations, les approches d'atténuation des captures accessoires ont été couronnées de succès sur le plan de la conservation et des objectifs socio-économiques (par exemple, Hall et Mainprize 2005). Toutefois, diverses méthodes peuvent également engendrer des répercussions biologiques et socio-économiques imprévues, notamment le déplacement de l'effort de pêche, des changements dans la répartition longueur-fréquence des captures d'espèces non ciblées, une réduction des captures d'espèces ciblées, une augmentation des coûts opérationnels et une responsabilité administrative accrue (Finkelstein *et al.* 2008, O'Keefe *et al.* 2014). Il est également important de reconnaître que les mesures d'atténuation particulières ne seront pas optimales pour toutes les espèces capturées de façon accessoire (Gilman *et al.* 2016b, Gilman *et al.* 2019). En outre, il est parfois difficile de comprendre si les avantages relatifs à une composante de la mortalité (p. ex., la mortalité sur les navires) sont compensés par l'augmentation d'autres composantes (p. ex., la mortalité après remise à l'eau); pour des exemples, voir la section *Efficacité de l'atténuation : caractéristiques des hameçons* plus loin. Enfin, il est très difficile d'obtenir une taille d'échantillon adéquate pour toutes les covariables potentielles lorsqu'il s'agit d'évaluer les facteurs qui sont principalement liés à la mortalité des requins pélagiques. Cette situation rend donc la validation de mesures d'atténuation particulières extrêmement complexe (voir *Atténuation des prises accidentelles : pratiques de manutention* plus loin).

Cet examen de la réduction des captures accessoires se concentre sur la palangre pélagique, en grande partie parce que ce type d'engin a été le plus étudié en relation avec les captures accessoires de requins pélagiques. Les dispositifs de réduction des captures accessoires pour les chaluts de fond sont également brièvement abordés. Les options particulières à la pêche récréative, telles que les restrictions de taille minimale, n'ont pas été prises en compte, étant donné que ce type de pêche se pratique exclusivement avec remise à l'eau au Canada.

Gestion actuelle

De nombreuses mesures sont actuellement en place pour surveiller, ainsi que pour atténuer, les captures accessoires de requins-taupes bleus dans les activités de pêche canadiennes. Il est à

noter que cette liste ne tient pas compte des forces ou faiblesses relatives des programmes particuliers.

Couverture des observateurs en mer et surveillance à quai – Les Plans de gestion intégrée des pêches (PGIP) sont utilisés pour identifier les cibles et les mesures relatives à la conservation, la gestion et la science pour une espèce donnée. Puisque le requin-taupe bleu a toujours été considéré comme une capture accessoire plutôt que comme une espèce cible, il est visé par plusieurs PGIP (p. ex., le PGIP du thon rouge de l'Atlantique, le PGIP de l'espadon et d'autres thonidés des eaux canadiennes de l'Atlantique). Les cibles de couverture des observateurs en mer, ainsi que les exigences en matière de surveillance à quai, sont décrites en détail dans les PGIP. La surveillance à quai vise le double objectif de vérifier l'exactitude des données de débarquement pour la gestion de la pêche et de permettre le suivi de la conformité et de l'application de la loi. Le programme des observateurs en mer fournit des données indépendantes sur les activités de pêche, notamment des informations sur l'effort, les captures et les rejets en mer.

Déclaration obligatoire des captures accessoires – En 2018, la déclaration obligatoire des captures accessoires au moyen d'un journal de bord supplémentaire a été instituée pour la flottille de palangriers pélagiques. Cela devait permettre de quantifier les rejets de requins-taupes bleus à l'échelle de la flottille et de mieux caractériser la mortalité totale par pêche.

Interdiction d'amputation d'ailerons de requin – L'enlèvement des nageoires – cette pratique qui consiste à retirer et à conserver les nageoires dorsale, pectorale et caudale, mais à rejeter la carcasse en mer (Gilman *et al.* 2008) – est interdit dans les eaux canadiennes depuis 1994 (Campana *et al.* 2004b). Cette interdiction s'applique aux eaux canadiennes ainsi qu'aux navires canadiens détenteurs d'un permis qui pêchent à l'extérieur de la ZEE (MPO, 2007).

Politique sur les ailerons intacts – Les détenteurs de permis de pêche au poisson de fond sont tenus de débarquer tous les requins pélagiques avec leurs ailerons. Par le passé, les détenteurs de permis de pêche aux gros poissons pélagiques étaient autorisés à enlever les ailerons de requin à condition que la carcasse soit également débarquée et que le rapport entre les ailerons et le corps ne dépasse pas 5 % (MPO, 2007). À partir de 2018, les conditions de permis ont été modifiées pour les pêches pélagiques afin d'exiger que tous les requins soient débarqués avec leurs ailerons attachés.

Commerce international des ailerons – En 2019, le Canada a interdit l'importation et l'exportation des ailerons de requin dans le cadre des modifications à la *Loi sur les pêches* prévues par le projet de loi C-68.

Article 74 Permis de recherche et sauvetage – Le requin blanc (*Carcharodon carcharias*) est actuellement inscrit à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril*. En 2018 et 2019, des conditions de permis ont été ajoutées pour les activités de pêche régionales et nationales susceptibles d'interagir avec le requin blanc. Seuls les tournois récréatifs de pêche au requin dans la région des Maritimes ont vu des conditions de permis ajoutées en 2017. Nombre d'entre elles (p. ex., la pêche récréative au requin dans les régions des Maritimes, du Golfe et de Terre-Neuve-et-Labrador) sont également susceptibles d'interagir avec le requin-taupe bleu. Comme les conditions de permis sont conçues pour réduire au minimum le risque d'atteinte au requin blanc, on peut s'attendre à ce qu'elles limitent également le risque d'atteinte à d'autres grands requins, notamment le requin-taupe bleu.

Restrictions relatives aux débarquements – En 2018, le Canada a mis en œuvre la remise à l'eau obligatoire de toutes les captures vivantes de requins-taupes bleus interceptés par les pêches pélagiques canadiennes, conformément à la recommandation 17-08 de la CICTA. En 2020, les conditions de permis pour la flottille de palangriers pélagiques ont été modifiées pour interdire la conservation (aucun requin-taupe bleu vivant ou mort ne peut être débarqué) et une

condition analogue sera mise en œuvre en 2021 pour la pêche du poisson de fond à engins fixes.

Tournois récréatifs de pêche au requin – Depuis 2018, le requin-taupe bleu ne peut plus être débarqué lors des tournois de pêche au requin (qui se tiennent généralement 4 à 6 fois par an à plusieurs endroits en Nouvelle-Écosse) en raison de préoccupations concernant son statut (Anon 2018).

Liste de la CITES – En 2019, le requin-taupe bleu était inscrit à l'annexe II de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES). Cette liste exige que tout débarquement de requin-taupe bleu issu de captures dans les eaux internationales, ainsi que toute importation ou exportation de requin-taupe bleu ou de produits dérivés du requin-taupe bleu, soient accompagnés d'un avis de commerce non préjudiciable. L'avis de commerce non préjudiciable certifie que les captures proviennent de pêches ou d'autres sources (p. ex., échantillonnage scientifique) qui ne mettront pas en danger la survie de l'espèce à l'état sauvage.

Interdiction d'amputation d'ailerons de requin

Bien que la pratique de l'amputation des ailerons de requins semble être en déclin à l'échelle mondiale, ceux-ci continuent d'être la partie la plus valorisée de nombreuses espèces (Jaiteh *et al.* 2017). Le Canada a été l'un des premiers pays à interdire la pratique de l'amputation des ailerons et des informations anecdotiques suggèrent que cette activité n'était pas courante au Canada atlantique, en particulier ces dernières années. L'interdiction de l'amputation des ailerons au Canada, associée à l'obligation de débarquer l'animal avec ses ailerons, devrait permettre de garantir que cette pratique ne contribue pas à la mortalité par pêche du requin-taupe bleu dans les eaux canadiennes.

Caractéristiques des hameçons

L'utilisation d'hameçons circulaires au lieu de l'hameçon en J standard dans les pêches pélagiques a été proposée comme un moyen de réduire à la fois la fréquence des interactions et les taux de mortalité sur les navires et après la remise à l'eau des captures accessoires. Les premières expériences menées le long des Grands Bancs en 2002–2003 par le US National Marine Fisheries Service ont suggéré que l'utilisation d'hameçons circulaires réduisait considérablement les taux de capture ainsi que l'incidence d'éventration par ferrage des tortues caouannes, tout en maintenant des taux de capture de l'espadon élevés (Epperly *et al.* 2012). Comme les hameçons circulaires se fixent principalement dans la mâchoire des poissons capturés, il est possible de les retirer, ce qui réduit la quantité d'engins laissés dans un poisson remis à l'eau (Cooke et Suski 2004). En outre, on pense généralement que les hameçons circulaires réduisent l'incidence d'éventration par ferrage ou des accrochages ailleurs que par la bouche, ce qui entraîne une baisse de la mortalité après la remise à l'eau (Carruthers *et al.* 2009, Afonso *et al.* 2011, Epperly *et al.* 2012, Godin *et al.* 2012, Gilman *et al.* 2016b). Cependant, les temps de rétention des hameçons peuvent être plus longs, d'après une expérience menée avec des pastenagues violettes captives (*Pteroplatytrygon violacea*) qui a montré que tous les hameçons en J étaient expulsés en 6 jours, contre une moyenne de 45 jours pour les hameçons circulaires (Poisson *et al.* 2019). Les temps de rétention relatifs des hameçons en J et des hameçons circulaires n'ont pas été évalués pour le requin-taupe bleu.

Les hameçons en matériaux corrodables, par opposition à l'acier inoxydable, sont largement utilisés comme mesure d'atténuation des captures accessoires pour limiter la durée pendant laquelle l'engin retenu reste sur un requin, et on considère qu'ils réduisent la mortalité après la remise à l'eau due à l'infection ou à l'arrêt de l'alimentation (Mucientes et Queiroz 2019). Bien que l'on s'attende à ce que les hameçons corrodables soient éliminés plus rapidement, très peu de recherches confirment cette hypothèse en raison de la nécessité d'observer les animaux individuels en captivité ou pendant l'accrochage ou la perte des hameçons. Une étude récente

sur les requins-tigres (*Galeocerdo cuvier*), observés en plongée en cage sur une période de 8 ans, a montré que les hameçons circulaires en acier inoxydable et les hameçons corrodables avaient des temps de rétention médians semblables, inférieurs à 1 an, mais que tous les hameçons corrodables étaient perdus en 2,5 ans, contre 7,6 ans pour les hameçons en acier inoxydable (Begue *et al.* 2020). Les auteurs ont constaté que les hameçons résiduels et la ligne traînante n'ont pas eu de conséquences sur la croissance du requin-tigre, mais ils notent qu'un seul requin éventré par ferrage a été observé; il est donc possible que leur survie soit inférieure à celle des requins accrochés par la mâchoire.

Bien que l'idée n'ait pas encore été mise à l'essai, des hameçons « faibles » ont également été proposés comme mesure d'atténuation. Les hameçons seraient conçus pour avoir un point de rupture plus bas afin que les plus gros individus puissent échapper à l'engin (Poisson *et al.* 2016).

Caractéristiques des avançons

Différents matériaux peuvent être utilisés pour attacher les hameçons aux avançons, notamment le nylon, le monofilament et les avançons en acier. Dans le cas des requins pélagiques, on s'attend à ce que les avançons en monofilament ou en nylon réduisent la probabilité de capture, car les requins sont plus à même de mordre dans l'avançon et de se libérer après avoir été accrochés (Afonso *et al.* 2012, Ward *et al.* 2008). Les échappées réduisent le temps pendant lequel un requin est attaché à l'engin et éliminent toute manipulation, deux facteurs censés réduire considérablement la mortalité (Marshall *et al.* 2012).

Il est extrêmement difficile de déterminer le sort d'un requin une fois qu'il a échappé à la capture (p. ex., aucun risque de marquage pour évaluer la mortalité), ce qui signifie que l'effet des échappées n'a pas été quantifié lors de la comparaison des matériaux des avançons ou des types d'hameçons. Les avançons en monofilament augmentent la prévalence des échappées, ce qui pourrait entraîner une mortalité élevée après la remise à l'eau, car l'hameçon et une partie de l'avançon sont toujours attachés (Mucientes et Queiroz 2019). Dans les activités de pêche utilisant de bonnes pratiques de manipulation et où les requins vivants doivent être remis à l'eau, les avançons en fil de fer peuvent entraîner une mortalité moindre après la remise à l'eau en raison de la réduction des engins laissés sur les requins (Gilman *et al.* 2016b). Par ailleurs, si le temps passé sur la ligne est le facteur prédictif le plus significatif de la mortalité (Gallagher *et al.* 2014), les avançons en monofilament peuvent se révéler optimaux. La comparaison de la probabilité de survie des requins qui se sont extraits d'un avançon en monofilament et qui ont ingéré un hameçon et une ligne traînante, par rapport aux requins capturés sur des avançons en fil de fer, a été signalée comme une priorité de recherche dans le cas des requins pélagiques (Gilman *et al.* 2016a).

Type d'appâts

Les petits poissons pélagiques tels que le maquereau, ainsi que les calmars, sont des appâts couramment utilisés dans les pêches à la palangre (Coelho *et al.* 2012a). La majorité des études font état d'une augmentation des taux de capture du requin-taube bleu lorsque des appâts de type maquereau sont utilisés à la place du calmar (Foster *et al.* 2012, Coelho *et al.* 2012a), à l'exception peut-être des plus petits requins (Fernandez-Carvalho *et al.* 2015). De plus, l'éventration par ferrage du requin-taube bleu peut être plus fréquente avec des appâts de type maquereau (Epperly *et al.* 2012), ce qui suggère que l'utilisation du calmar est optimale. Cependant, l'utilisation de calmars comme appâts augmente également de manière significative les taux de capture de requins bleus et de tortues marines (Watson *et al.* 2005, Foster *et al.* 2012), laissant supposer qu'il existe d'autres considérations écosystémiques pour ce type de mesure d'atténuation. Par ailleurs, les appâts artificiels sélectifs sont prometteurs, mais les versions testées coûtent actuellement cher, réduisent les captures des espèces cibles ou ont des effets inconnus sur les taux de capture des requins (Kumar *et al.* 2016).

Pratiques de manutention

Les pratiques de manipulation des grands requins pélagiques ont évolué de manière à réduire au minimum les temps d'interaction par la remise à l'eau. On s'attend à une mortalité élevée en raison d'activités telles que l'utilisation de gaffes lors de l'embarquement des requins, le sectionnement des mâchoires pour retirer les hameçons ou le soulèvement des animaux par leur pédoncule caudal pour les sortir de l'eau (Gilman *et al.* 2008, revue dans Clarke *et al.* 2014). On peut s'attendre à ce que les dommages physiologiques soient moindres si l'on maintient le requin dans l'eau et si l'on retire les hameçons enfoncés à l'aide d'un outil destiné à cet usage (Curran *et al.* 2014) ou si l'on coupe l'avançon aussi près que possible de l'hameçon.

On estime que la ligne traînante est liée à la mortalité consécutive à la remise à l'eau des requins pélagiques, la probabilité de mortalité semblant dépendre des facteurs suivants 1) la quantité de ligne ingérée, 2) la longueur de la ligne par rapport à la taille de l'organisme, ou 3) les matériaux composant la ligne traînante (p. ex., câble d'acier, poids, monofilament, etc.). Malheureusement, lorsque la portée biologique de la ligne traînante a été évaluée pour les requins pélagiques, les études ne démontrent pas une relation claire avec la mortalité (p. ex., Gilman *et al.* 2016a), généralement parce qu'il est difficile de contrôler toutes les variables corrélées (p. ex., le type d'hameçon, le type d'avançon ou l'emplacement de l'hameçon). Par exemple, aucune différence notable de mortalité n'a été observée entre les requins soyeux et les requins bleus avec de petites quantités de lignes traînantes (jusqu'à 2 m) (Musyl et Gilman 2018), sur la base des captures utilisant des monofilaments par opposition aux lignes traînantes en acier. Bien qu'aucun effet sur la croissance ou le comportement alimentaire n'ait été constaté chez les requins-tigres avec ligne traînante (Begue *et al.* 2020), presque tous les individus ont été ferrés par la bouche plutôt que par le ventre. Une mortalité plus élevée a été constatée pour les renards marins communs (*Alopias vulpinus*) avec une ligne traînante, mais ces individus étaient ferrés par la queue plutôt que par la bouche ou le ventre (Sepulveda *et al.* 2015). Il est très difficile d'obtenir une taille d'échantillon adéquate pour toutes les covariables potentielles lorsqu'il s'agit d'évaluer les facteurs qui sont principalement liés à la mortalité des requins pélagiques, ce qui rend la validation de mesures d'atténuation particulières extrêmement complexe.

Mécanismes de dissuasion

L'ajout à l'hameçon ou à l'avançon d'aimants, de métaux électropositifs et de terres rares ou de moyens de dissuasion électriques a été étudié comme mesure d'atténuation. On a constaté que les aimants permanents dissuadent les individus de certaines espèces dans des circonstances particulières (Rigg *et al.* 2009, O'Connell *et al.* 2011a, 2011b, 2014a); toutefois, le comportement inverse a été signalé chez les requins bleus, qui ont été capturés plus fréquemment sur des palangres auxquelles étaient fixés des aimants (Porsmoguer *et al.* 2015b). Les requins de grande taille, rapides et actifs, comme le requin-taupe bleu, sont moins susceptibles d'être dissuadés par ces dispositifs, car ils sont principalement des prédateurs visuels (Compagno 2001). Il a été démontré que les métaux électropositifs et les métaux de terres rares repoussent certaines espèces de requins (Brill *et al.* 2009), mais cet effet peut être de courte durée et propre à chaque espèce (Godin *et al.* 2013, O'Connell *et al.* 2014b). Les moyens de dissuasion par champ électrique semblent prometteurs, mais sont également très spécialisés en fonction de l'espèce et du contexte (Huveneers *et al.* 2013). Des recherches supplémentaires sur ces accessoires sont nécessaires avant d'envisager leur utilisation dans le cadre d'opérations commerciales à grande échelle, surtout si l'on considère les coûts élevés associés à l'équipement et à l'entretien de ces engins, ainsi que les effets inconnus sur les taux de capture des espèces cibles (O'Connell *et al.* 2014b).

Des répulsifs acoustiques et chimiques ont été testés avec plus ou moins d'efficacité. Il a récemment été démontré que l'utilisation de cris d'épaulards et de tonalités audio particulières dissuadait les requins de récifs et les requins blancs des zones appâtées expérimentales

(Chapuis *et al.* 2019). En tant que proie occasionnelle de l'épaulard, le requin-taupe bleu peut également être repoussé par ces cris, bien que cela n'ait pas encore été testé. Toutefois, un problème subsiste : les espèces de poissons téléostéens sont également dissuadées par les cris des épaulards, ce qui peut également limiter les prises des espèces cibles (Wilson et Dill 2002, Doksæter *et al.* 2009). Les répulsifs sémiocchimiques sont basés sur les nécronomes de requin, qui sont des substances chimiques émises par un requin au moment de sa mort. Cette mesure peut dissuader les requins en raison de la présence potentielle d'un prédateur dans la zone (O'Connell *et al.* 2014b), mais elle peut s'avérer moins efficace pour une espèce comme le requin-taupe bleu dont on s'attend à ce qu'il s'attaque à d'autres requins. Un inconvénient des moyens de dissuasion chimiques est que l'odeur doit rester concentrée et proche de l'engin déployé pendant toute la durée du déploiement, ce qui serait peu probable en raison de la dérive de la palangre ou du mouvement de l'eau.

Interdictions de débarquements

Les estimations du pourcentage d'animaux morts après la capture (mortalité à bord des navires) varient de 33 à 56 % pour le requin-taupe bleu (Coelho *et al.* 2011, 2012b). Cela signifie que la majorité des captures peuvent être relâchées vivantes, bien qu'avec des blessures plus ou moins importantes liées à la capture. Dans les situations où la tendance est au débarquement de toutes les captures, les mesures de remise à l'eau des poissons vivants sont très efficaces pour réduire la mortalité par pêche, en particulier lorsque les pratiques de manipulation ultérieures visent à réduire au minimum la mortalité après la remise à l'eau (Gilman *et al.* 2008, examiné dans Clarke *et al.* 2014). Une interdiction totale des débarquements peut diminuer davantage la mortalité, du fait qu'il n'y a aucun risque que l'état du requin soit attribué de manière erronée (c.-à-d. que les animaux blessés soient considérés comme morts).

L'interdiction des débarquements réduit immédiatement la mortalité par pêche sur une population et peut entraîner des changements de comportement de la part de la flottille (p. ex., un évitement accru). C'est la seule mesure de conservation mise en œuvre pour les espèces de requins pélagiques qui revêtent un intérêt pour la CICTA, et elle a été fortement recommandée par le groupe de travail scientifique lors de la dernière évaluation du stock de requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord (Anon 2020).

Positionnement des engins de pêche

Le moment et la profondeur du déploiement des engins ont été proposés comme une mesure possible pour limiter les interactions entre le requin-taupe bleu et les palangres. Le requin-taupe bleu vit principalement dans la couche mélangée, sauf pour des plongées profondes régulières, le plus souvent pendant la journée (Abascal *et al.* 2011, Vaudo *et al.* 2016). La mise en place de palangres plus profondes et pendant la nuit pourrait être une option pour réduire les taux d'interaction (Carruthers *et al.* 2011). Une étude a révélé qu'une réduction des hameçons à faible profondeur, en réponse aux captures accessoires de tortues luths près d'Hawaï, a également permis de réduire de manière significative les captures de requins bleus et de requins-taupes bleus (Walsh *et al.* 2009). Cependant, la pêche en eaux peu profondes ciblait l'espadon alors que le thon obèse (*Thunnus obesus*) était visé par celle en eaux profondes. En outre, les mouillages profonds ont été associés à des taux de captures accessoires de renards marins plus élevés. Cela semble indiquer que le passage aux hameçons à grande profondeur aurait une incidence négative sur la capture des espèces cibles et pourrait également nuire à d'autres espèces de requins pélagiques.

Restriction des efforts

L'effort de pêche total pourrait être réduit en limitant le temps total pendant lequel les engins peuvent rester dans l'eau (c.-à-d. la durée d'immersion), ainsi que le nombre total d'hameçons qui peuvent être utilisés. En limitant la durée pendant laquelle un requin-taupe bleu reste accroché à un hameçon, on réduit la mortalité à bord des navires (Carruthers *et al.* 2011,

Massey *et al.* 2019) sachant que les requins accrochés aux hameçons dépensent d'importantes quantités d'énergie. Le requin doit continuer à nager pour respirer et, par conséquent, connaît une absorption d'oxygène plus faible lorsqu'il est accroché (Bouyoucos *et al.* 2017).

L'augmentation du temps passé sur l'hameçon a été liée à des hausses considérables des métabolites de réponse au stress, notamment la protéine de choc thermique et le lactate, qui sont associés à une plus grande mortalité du requin-taupe bleu après la remise à l'eau (Marshall *et al.* 2012). La réduction de la durée d'immersion peut également être plus efficace, car le nuage olfactif de l'appât se dissipe rapidement, généralement en 3 à 4 heures (Ward *et al.* 2004), et les possibilités de déprédation des captures pourraient être moindres (Mandelman *et al.* 2008). La restriction du nombre d'hameçons limiterait l'effort de pêche dans l'espace (c.-à-d. une zone de pêche plus petite) et réduirait probablement les taux d'interaction entre les espèces et l'engin de pêche, à condition que le nombre total d'hameçons pouvant se trouver dans l'eau à un moment donné soit également limité. Étant donné que des balises de surveillance électronique sont déployées sur les palangres, le potentiel de surveillance serait relativement important. Les effets possibles sur les taux de capture des espèces cibles ainsi que les difficultés logistiques (c.-à-d. les horaires de travail de l'équipage des navires) associées aux restrictions de l'effort n'ont pas été testés.

Fermetures de zones et de périodes

Les mesures de gestion spatiales et temporelles ont été utilisées comme des outils d'atténuation efficaces pour les captures accessoires, lorsque l'activité de pêche est limitée dans une région définie ou à une période donnée de l'année. Ces mesures fonctionnent bien lorsque des espèces particulières occupent des types d'habitats déterminés au cours d'une année, à des moments précis de l'ontogenèse, ou lorsque la zone protégée est grande par rapport à la capacité de déplacement de l'espèce. Cependant, les prédateurs marins comme le requin-taupe bleu ne sont pas fortement associés à des caractéristiques spatiales statiques et sont très mobiles, ce qui limite considérablement l'efficacité des fermetures permanentes de zones et de périodes (Hazen *et al.* 2018). L'ontogenèse du requin-taupe bleu est largement répartie le long du plateau continental de l'Amérique du Nord à tous les stades, apparemment sans zones de mise bas ou d'alevinage définies (Natanson *et al.* 2020) qui se prêterait à des zones de pêche interdites. La gestion dynamique des océans est actuellement considérée comme une approche plus efficace dans de telles situations.

Elle tient compte du mouvement des espèces, supporte la variabilité du climat et correspond aux échelles spatiales et temporelles de l'activité de pêche en fournissant aux utilisateurs finaux des prévisions des probabilités relatives de capture et de captures accessoires dans l'espace en temps quasi réel, dont ils se servent pour sélectionner les lieux de pêche. Comparativement aux fermetures statiques, les tests de simulation suggèrent que les fermetures dynamiques peuvent être nettement plus petites tout en assurant une protection équivalente aux espèces dont la conservation est préoccupante (Hazen *et al.* 2018). Bien que cette approche soit assez prometteuse, elle repose sur deux éléments clés qui sont actuellement inexistantes au Canada : 1) un modèle de répartition des espèces (MRE) robuste pour le requin-taupe bleu qui quantifie la probabilité d'occurrence par rapport à des facteurs prédictifs environnementaux biologiquement pertinents, et 2) un outil automatisé qui exploite les conditions environnementales en temps réel pour prédire la répartition du requin-taupe bleu et qui serait accessible aux participants à la pêche. La mise au point de l'un ou l'autre de ces éléments constitue une démarche pluriannuelle dont le succès n'est pas garanti. Par exemple, le pouvoir prédictif du MRE doit être élevé, ce qui signifie que l'abondance et la répartition du requin-taupe bleu doivent être fortement liées à des variables environnementales accessibles telles que la TSM. Des recherches antérieures menées au Canada sur le requin-taupe commun suggèrent que cela est peu probable, car les captures de la pêche commerciale n'étaient pas fortement associées à la TSM (Campana et Joyce 2004a).

Dispositifs de réduction des captures accessoires

Les filets de chalut peuvent être équipés de barres largement espacées à leur ouverture, associées ou non à une trappe d'évacuation verticale au sommet du chalut (Wakefield *et al.* 2017). L'efficacité de ces dispositifs pour exclure la mégafaune marine (y compris divers requins) a été testée dans des pêches de poissons téléostéens démersaux en Australie; ils tendent à la fois à empêcher la capture et à réduire les taux de blessures pour les espèces pélagiques (p. ex., les Lamniformes).

INVENTAIRE DES ACTIVITÉS VISANT À ACCROÎTRE LA PRODUCTIVITÉ : NON PERTINENT

Élément 17 : Atténuation : Dresser l'inventaire des activités susceptibles d'accroître les valeurs des paramètres de survie ou de productivité de l'espèce (définis dans les éléments 3 et 15).

En ce qui concerne le requin-taupe bleu dans l'Atlantique Nord, rien n'indique que les paramètres clés du cycle biologique (c.-à-d. la longueur ou le poids à maturité) aient changé depuis le début de la surveillance dans les années 1980 (Natanson *et al.* 2020). Hormis la pression de la pêche, aucun changement connu de l'écosystème n'influence de façon marquée les taux de mortalité naturelle au cours de l'ontogenèse (p. ex., augmentation importante des populations de prédateurs). Ainsi, nous considérons qu'il est très peu probable que les paramètres de survie ou de productivité puissent être influencés par l'atténuation.

INVENTAIRE DES ACTIVITÉS VISANT À ACCROÎTRE LA DISPONIBILITÉ D'HABITAT : NON PERTINENT

Élément 18 : Atténuation : Si la disponibilité actuelle de l'habitat est insuffisante pour atteindre les objectifs de rétablissement (voir l'élément 14), présenter un avis sur la faisabilité de restaurer l'habitat selon des valeurs plus élevées. L'avis doit être présenté dans le contexte de toutes les options possibles pour l'atteinte des objectifs concernant l'abondance et l'aire de répartition.

Le rétablissement des conditions océanographiques à leur état antérieur n'est pas un résultat que l'on peut raisonnablement attendre des activités de rétablissement à petite échelle qui ont lieu au Canada. Il est également possible que des menaces comme le réchauffement des océans puissent intensifier l'utilisation de l'habitat du requin-taupe bleu dans les eaux canadiennes, bien que l'on ignore si toute redistribution entraînerait également une augmentation de la population de l'UD de l'Atlantique Nord.

EFFICACITÉ DES MESURES D'ATTÉNUATION

Élément 19 : Estimer la diminution attendue du taux de mortalité découlant de chaque mesure d'atténuation et activité de rechange énumérée dans l'élément 16, ainsi que l'augmentation de la productivité ou de la survie associée à chaque mesure de l'élément 17.

Trois facteurs principaux doivent être retenus dans le débat sur l'efficacité des mesures d'atténuation : 1) la façon dont la mesure affecte la probabilité de capture, 2) la façon dont la mesure affecte les taux de mortalité sur les navires et après la remise à l'eau, et 3) la façon dont la mesure peut influencer la capture de l'espèce cible ou d'autres composantes de l'écosystème (p. ex., d'autres espèces pélagiques). Il est important de noter qu'aucune des mesures d'atténuation mentionnées dans ce document n'est connue pour optimiser les trois simultanément. Il convient également de se demander si les options d'atténuation particulières peuvent être appliquées efficacement, étant donné qu'il est peu probable qu'elles atteignent le résultat souhaité.

Une expérimentation ciblée serait nécessaire pour tester l'efficacité des dispositifs de réduction des captures accessoires, de divers moyens de dissuasion, des types d'appâts ou d'avançons, ou de l'emplacement des engins pour réduire les captures accessoires de requins-taupes bleus dans l'Atlantique Nord. On note qu'un effort de surveillance exceptionnellement élevé serait nécessaire dans de telles expérimentations, car 1) des échantillons de grande taille sont nécessaires pour une puissance statistique suffisante, et 2) les captures de requins-taupes bleus dans diverses activités de pêche sont relativement rares. Nous considérons que le potentiel de réduction de la mortalité découlant de ces modifications est très faible par rapport aux restrictions des débarquements, en particulier à court terme. L'efficacité de diverses stratégies de gestion spatiales ou temporelles devra être testée après leur élaboration à partir de futures analyses spatio-temporelles des captures de l'ensemble de la flottille. De même, l'efficacité des restrictions de l'effort pour atteindre un certain seuil de réduction des captures accessoires ou de mortalité après remise à l'eau devra être testée après la mise en œuvre, étant donné que le taux de capture du requin-taupe bleu ne devrait pas être une fonction linéaire de l'effort.

Caractéristiques des hameçons

L'efficacité de l'utilisation des hameçons circulaires comme mesure d'atténuation des captures accessoires de requins-taupes bleus est controversée. Différentes études font état d'une réduction de la mortalité, d'une absence de réduction de la mortalité ou d'une augmentation réelle de la mortalité (examinées dans Reinhardt *et al.* 2017) lors de l'utilisation d'hameçons circulaires par rapport aux hameçons en J. La méta-analyse la plus récente semble indiquer que l'utilisation d'hameçons circulaires entraînerait une légère diminution de la mortalité après remise à l'eau du requin-taupe bleu (Reinhardt *et al.* 2017). Toutefois, cette même méta-analyse fait état d'une augmentation beaucoup plus importante de la probabilité de capture par les hameçons circulaires (> 2x), ce qui conduirait à une plus grande proportion de la population affectée par la pêche. La légère baisse de la mortalité après la remise à l'eau ne compense pas l'augmentation de la probabilité de capture (en particulier si les individus capturés sont débarqués), entraînant une mortalité totale par pêche à la palangre pélagique plus élevée lors de l'utilisation d'hameçons circulaires (Gilman *et al.* 2016b, Reinhardt *et al.* 2017, Semba *et al.* 2018). Bien que les hameçons circulaires semblent favorables aux tortues de mer, aux odontocètes et aux oiseaux de mer (Gilman *et al.* 2016b), il est peu probable qu'ils constituent une mesure d'atténuation efficace pour le requin-taupe bleu, à moins que le taux de mortalité des individus éventrés par ferrage qui se détachent après avoir été capturés par des hameçons en J soit extrêmement élevé. En outre, il est important de noter qu'il est possible que les hameçons en J soient expulsés beaucoup plus rapidement (Poisson *et al.* 2019), ce qui minimiserait le temps pendant lequel l'engin de traîne resterait en contact avec le requin.

À notre connaissance, les caractéristiques des hameçons faibles (p. ex., la taille ou le poids suggéré) ainsi que leur efficacité (p. ex., la proportion d'individus relâchés) n'ont pas encore été définies ou testées (Poisson *et al.* 2016). Il faut tenir compte du fait que la taille des juvéniles du requin-taupe bleu et de l'espadon peut être analogue, de sorte qu'un hameçon faible est également susceptible de réduire les taux de capture de l'espèce cible.

Pratiques de manutention

Plusieurs programmes de marquage de requins pélagiques, y compris ceux du Canada, se sont orientés vers le marquage dans l'eau plutôt que de remonter les individus à bord, afin de minimiser les effets de la manipulation. Cela constitue une occasion unique d'évaluer comment la manipulation influence le temps de récupération à partir d'ensembles de données où la méthode de capture reste cohérente (Bowlby *et al.* 2019). Des temps de rétablissement plus longs sont associés à des processus qui causent un plus grand traumatisme physique et physiologique aux sujets relâchés (Ellis *et al.* 2017). Les stress associés à la manipulation

seraient faibles par rapport à ceux qui découlent du processus de capture lui-même et il est peu probable qu'ils constituent une composante importante de la mortalité après remise à l'eau (Campana *et al.* 2016, Musyl et Gilman 2019). Cependant, les effets de la manipulation sont rarement évalués, alors que les conséquences sur la façon dont le processus affecte les captures accessoires de requins sont importantes.

Bowlby *et al.* (2019) ont constaté une différence marquée dans les caractéristiques de la trajectoire de plongée du requin-taupe bleu parmi les individus marqués par satellite, où certains animaux avaient tendance à rester à des profondeurs constantes et relativement peu profondes immédiatement après le marquage plutôt que de démontrer des schémas de plongée cycliques. La période de rétablissement après le marquage a été identifiée à partir d'une analyse de la variance des trajectoires de plongée, qui a permis de déterminer le moment où le comportement initial de plongée était le plus différent du comportement ultérieur. En comparant les temps de rétablissement des individus marqués dans l'eau à ceux marqués à bord d'un navire, les temps de rétablissement médians étaient plus longs d'un jour pour le requin-taupe bleu (80^e centiles = 0, 5,5 jours) et de 1,5 jour pour le requin-taupe commun (80^e centiles = -1,5, 5 jours) lorsqu'ils étaient marqués à bord d'un navire. Bien que les intervalles de crédibilité pour les deux espèces incluent zéro, la majeure partie de la masse de probabilité était positive, ce qui correspond à la thèse selon laquelle sortir un animal de l'eau entraîne un stress physiologique plus important (Bowlby *et al.* 2019). Cette analyse donne à penser que la libération dans l'eau est optimale pour les activités de pêche qui interagissent avec le requin-taupe bleu.

Interdictions de débarquements

De 2010 à 2017, les taux de mortalité à bord des palangres pélagiques étaient compris de manière constante entre 20 et 30 %. On constate une nette augmentation en 2018 et 2019, avec respectivement 52 % et 69 %, ce qui coïncide précisément avec les années où la libération obligatoire d'individus vivants était une condition de permis. En raison du changement associé dans la caractérisation des rejets (où aucun n'a été classé comme blessé en 2019; tableau 11), nous considérons qu'il est probable que les observateurs en mer ont classé les requins-taupes bleus blessés comme morts afin qu'ils puissent être légalement débarqués. Associée au constat que la catégorie de blessure n'était pas un bon indicateur du potentiel de mortalité après remise à l'eau (voir la section Menaces), la remise à l'eau obligatoire des spécimens vivants n'a pas été aussi efficace que prévu puisque la majorité des captures étaient toujours débarquées. Par conséquent, le passage à une interdiction totale des débarquements devrait réduire davantage la mortalité par pêche, dans la mesure où les animaux blessés auront désormais une chance de survivre.

Il n'a pas été possible de quantifier l'effet de l'interdiction des débarquements pour la flottille de palangriers pélagiques, vu les changements apparents dans les taux de mortalité à bord des navires. Soit la mortalité à bord est extrêmement élevée et une interdiction de débarquement aura très peu d'effet sur la mortalité totale par pêche, soit les taux actuels de mortalité à bord sont surestimés et une interdiction aura un effet beaucoup plus important sur la mortalité totale par pêche. Les débarquements provenant des autres types d'engins sont extrêmement faibles, si bien que l'interdiction aura très peu d'effet sur les autres activités de pêche.

PROJECTIONS ET EXPLORATION DE SCÉNARIOS SUPPLÉMENTAIRES

Élément 20 : Projeter la trajectoire attendue des populations (et les incertitudes) sur une période raisonnable du point de vue scientifique et jusqu'au moment d'atteindre les objectifs de rétablissement, en fonction des taux de mortalité et des taux de productivité en rapport avec les mesures particulières aux fins d'examen énoncées dans l'élément 19. Inclure les objectifs qui présentent la plus forte probabilité possible de survie et de rétablissement pour des valeurs de paramètres réalistes sur le plan biologique.

Élément 21 : Recommander des valeurs de paramètres sur les taux de productivité et de mortalité initiaux et, si nécessaire, des caractéristiques particulières concernant les modèles de population qui pourraient être requises pour permettre l'exploration d'autres scénarios dans le cadre de l'évaluation des incidences économiques, sociales et culturelles en appui au processus d'inscription.

À l'heure actuelle, nous n'avons qu'une capacité limitée de relier quantitativement les niveaux de menaces individuelles au Canada à un résultat attendu pour la population de requins-taupes bleus dans l'Atlantique Nord. Jusqu'à ce que les captures totales par les activités de pêche approchent d'un seuil permettant l'augmentation de la population, les changements progressifs des variables telles que les probabilités d'interception, les taux de mortalité ou la quantité de captures accessoires ne seront pas mesurables. De plus, en raison des difficultés à maîtriser correctement toutes les variables associées, les répercussions de chaque mesure d'atténuation particulière sur les populations sont incertaines. Cette situation affecte notre capacité à répondre à des questions telles que : dans quelle mesure la mise en œuvre de la mesure d'atténuation X (ou la combinaison de X, Y et Z) modifiera-t-elle la trajectoire de la population?

Avec les nouvelles réglementations visant à interdire les débarquements de requins-taupes bleus, les principales composantes de la mortalité par pêche seront à l'avenir les débarquements et les remises à l'eau. L'estimation la plus crédible de la mortalité à bord des navires est estimée à 23 % (valeur moyenne de 2010 à 2017; tableau 12) suite à une capture à la palangre pélagique. Parmi les spécimens relâchés, on peut s'attendre à ce que 28 % supplémentaires (IC à 95 % = 14 %, 39 %) meurent après leur libération (Bowlby *et al.* 2019). Ce chiffre se combine à un taux de mortalité global de 45 % (IC = 34 %, 53 %), si l'on ne tient compte que de la variabilité du taux de mortalité après remise à l'eau. La majorité des captures devraient survivre après une interaction avec la pêche à la palangre pélagique canadienne.

Les valeurs récentes des débarquements et des rejets peuvent être utilisées pour estimer l'ampleur de la mortalité totale attendue dans le cadre de la nouvelle interdiction des débarquements. À titre d'exemple très approximatif, l'échelle des rejets non observés de la flottille de palangriers pélagiques serait de l'ordre de dizaines de tonnes métriques, sur la base de rejets de 1 à 3 t constatés par les observateurs en mer (tableau 6) et d'une couverture d'observateurs d'environ 10 %, ce qui correspond à des rejets de 10 à 30 t pour l'ensemble de la flottille ces dernières années. Les débarquements canadiens déclarés ont oscillé entre 29,7 et 96,5 t au cours des dix dernières années (tableau 5), laissant entrevoir une fourchette d'environ 40 à 130 t pour les captures totales, sans tenir compte des rejets des autres flottilles. En vertu de l'interdiction des débarquements, on s'attend à voir mourir environ 45 % des individus, ce qui mène à une estimation de la mortalité totale d'environ 18 à 59 t par les pêches canadiennes, sans égard à la variabilité du taux de mortalité global. Les facteurs susceptibles d'affecter l'ampleur de ces estimations sont les suivants : 1) la représentativité ou non de la couverture des observateurs, 2) le taux de mortalité à bord des différentes pêches qui interagissent avec le requin-taube bleu, 3) la propagation adéquate des erreurs lors de la combinaison de plusieurs estimations de taux individuels, 4) l'intégration des rejets des flottilles autres que les palangriers pélagiques, et 5) tout changement dans les pratiques de pêche de la flottille qui affecte les probabilités de rencontre, les taux de mortalité à bord ou après la remise à l'eau. Il ne s'agit pas d'une analyse définitive, mais d'une échelle réaliste de la mortalité totale par pêche dans le cadre d'un scénario de débarquement nul, afin d'alimenter la discussion.

Si des scénarios intégrant des considérations socio-économiques sont nécessaires pour le requin-taube bleu, une option serait d'utiliser un cadre basé sur le risque, tel que la hiérarchie d'atténuation pour les requins proposée par Booth *et al.* (2020). Ce cadre conjugue l'évaluation des risques écologiques (p. ex., Cortés *et al.* 2010) avec des objectifs ou des contraintes socio-économiques et sociétales afin d'explorer les mesures de gestion qui seraient les plus efficaces pour atteindre un objectif précis pour la population (voir le flux de travail en exemple dans le tableau 17). Bien que conceptuellement attrayante, la méthodologie est complexe et

nécessiterait une mise en œuvre par un organisme d'évaluation international tel que la CICTA pour définir et atteindre avec succès les objectifs de rétablissement.

ÉVALUATION DES DOMMAGES ADMISSIBLES

Élément 22 : Évaluer le taux maximal de mortalité anthropique et de destruction de l'habitat qu'une espèce peut subir sans risque pour sa survie ou son rétablissement.

Les projections de population réalisées dans le cadre de l'évaluation la plus récente du requin-taube bleu (Anon 2020) indiquent que le seuil de 500 t est le niveau maximal de mortalité d'origine humaine que la population peut supporter sans mettre en péril son rétablissement. À ce seuil de captures totales (débarquements + rejets morts), la probabilité que la population se rétablisse au RMD d'ici 2070 (2 générations) est d'environ 50 %. À court terme, on prévoit que la population continuera à décliner jusqu'en 2035, même si les captures totales sont ramenées à zéro dans l'Atlantique Nord (Anon 2020). Même sans la contribution des pêcheries canadiennes, les captures internationales dépassent largement le seuil de 500 t et devraient rester élevées, car aucun TAC n'a été mis en place.

Compte tenu de cette limite persistante qui restreint la capacité du Canada à rétablir le requin-taube bleu, le concept de dommage admissible des activités de pêche canadiennes n'est pas très significatif. La contribution des pêches canadiennes à la mortalité totale par pêche dans l'Atlantique Nord est minime, soit environ 100 t ou moins ces dernières années. En soi, ce taux de mortalité ne devrait pas empêcher le rétablissement de la population, qui devrait se produire entre 2045 et 2050 avec une probabilité de 50 % (Anon 2020). À l'inverse, si la mortalité par pêche des flottilles canadiennes était réduite à zéro, la population de requins-taubes bleus de l'Atlantique Nord serait toujours menacée par les pêches internationales et continuerait de décliner à long terme. Le scénario de capture le plus important envisagé dans les projections de population était de 1 100 t (avec une probabilité de 10 % de rétablissement du RMD d'ici 2070), mais les captures de la pêche en 2019 étaient nettement supérieures à cette valeur. L'élimination de la mortalité par pêche au Canada serait loin d'être suffisante pour ramener les captures actuelles au seuil de dommages admissibles.

Considérant l'extrapolation grossière de la mortalité totale par pêche ci-dessus (section Projections et exploration de scénarios supplémentaires), les captures totales des pêches canadiennes devraient demeurer bien en deçà du seuil de 500 t de dommages admissibles pour la population de l'Atlantique Nord. Une augmentation importante du potentiel de captures accessoires nécessiterait une augmentation spectaculaire de l'effort de pêche total de l'une des principales flottilles qui interagissent avec le requin-taube bleu ou des changements tout aussi importants dans les probabilités d'interception, les taux de mortalité à bord des navires ou la mortalité après remise à l'eau.

CONCLUSIONS

Le requin-taube bleu est largement répandu dans l'Atlantique Nord et pénètre de façon saisonnière dans les eaux canadiennes. Les caractéristiques générales de son cycle biologique comprennent une durée de vie relativement longue, un âge à la maturité tardif et un faible taux de reproduction, ce qui se traduit par un faible taux intrinsèque d'augmentation de la population ($r = 0,036$) et un temps de génération relativement long (environ 25 ans). Sa faible productivité rend la population très sensible à la pression de la pêche, principale menace identifiée dans l'Atlantique Nord.

Aucune pêche dirigée du requin-taube bleu n'est pratiquée au Canada, bien qu'il fasse l'objet de captures accessoires dans plusieurs activités de pêche canadiennes, principalement dans la région des Maritimes. Les probabilités d'interception sont les plus élevées pour la palangre pélagique, avec une moyenne de 48 % des calées observées, suivie par la palangre de fond

(0,4 % des calées) et le chalut à panneaux (0,2 % des calées). La pêche récréative du requin se pratique exclusivement avec remise à l'eau. Comparativement aux pêches internationales, le degré de menace posé par les activités de pêche canadiennes individuelles est faible, voire négligeable.

Des moyens physiques ou biochimiques fiables permettant de réduire les taux d'interaction entre le requin-taupe bleu et les engins de pêche (p. ex., des moyens de dissuasion) n'ont pas encore été mis au point. D'autres changements dans le mode de déploiement des engins sont susceptibles d'affecter négativement les taux de capture de l'espadon (p. ex., palangres à calée profonde), d'augmenter les captures accessoires d'autres espèces pélagiques (p. ex., passage à des appâts de calmar) ou de nécessiter des expériences ciblées pour les tester (p. ex., restrictions de l'effort de pêche).

Pour ce qui est de la mortalité résultant de la capture par une palangre pélagique (l'exemple le plus étudié), il est difficile de déterminer si le temps sur la ligne, la quantité d'engins de traînée ou l'emplacement de raccordement est le facteur prédictif le plus influent de la mortalité totale (la combinaison de la mortalité à bord des navires et de la mortalité après remise à l'eau). Par exemple, pour réduire au minimum le temps passé à la ligne, il serait préférable d'utiliser des avançons en monofilament, de revenir aux hameçons en J (pour augmenter le nombre d'échappées) et de relâcher les individus dans l'eau, tout en reconnaissant que la mortalité après la remise à l'eau des requins éventrés par ferrage serait plus élevée. Inversement, la réduction de l'incidence d'éventration par ferrage pour diminuer la mortalité après remise à l'eau plaiderait en faveur du maintien de l'utilisation des hameçons circulaires, étant donné que la capturabilité du requin-taupe bleu sera plus élevée et que les engins traînants sont susceptibles de demeurer plus longtemps sur les animaux relâchés. Selon les preuves disponibles, les pratiques actuelles consistant à utiliser des avançons en monofilament et à relâcher les requins dans l'eau en coupant la ligne aussi près que possible de l'hameçon doivent être maintenues. L'utilisation obligatoire d'hameçons circulaires n'est probablement pas optimale pour le requin-taupe bleu, et cette exigence pourrait être revue. Toutefois, nous reconnaissons que cela aurait des répercussions sur d'autres espèces en péril au Canada, notamment les tortues de mer.

La nouvelle interdiction de débarquement devrait entraîner une réduction maximale de la mortalité totale résultant des pêches canadiennes. Si les données récentes des observateurs en mer sont représentatives, la mortalité future résultant des rejets par les flottilles canadiennes devrait demeurer inférieure à 100 t par année, compte tenu des estimations récentes de la mortalité après remise à l'eau et du taux moyen de mortalité à bord des navires de 2010 à 2017. À ce taux de mortalité, les projections semblent indiquer que la population pourrait se rétablir à une biomasse correspondant au RMD (la cible de rétablissement proposée) dans une trentaine d'années. Cependant, les pêches internationales représentent une limite persistante à la capacité du Canada d'atteindre cette cible de rétablissement, et les captures combinées (p. ex., 2 388 t en 2018) doivent être réduites à 500 t (c.-à-d. le seuil des dommages admissibles) ou moins avant que le rétablissement soit possible.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Abascal F.J., Quintans M., Ramos-Cartelle A., and Mejuto J. 2011. [Movements and environmental preferences of the shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, in the southeastern Pacific Ocean](#). Mar. Biol. 158:1175–1184.
- Afonso, A.S., Hazin, F.H.V., Carvalho, F., Pacheco, J.C., Hazin, H., Kerstetter, D.W., Murie, D., and Burgess, G.H. 2011. [Fishing gear modifications to reduce elasmobranch mortality in pelagic and bottom longline fisheries off Northeast Brazil](#). Fish. Bull. 108:336–343.
- Afonso, A.S., Santiago, R., Hazin, H., and Hazin, F.H.V. 2012. [Shark bycatch and mortality and hook bite-offs in pelagic longlines: Interactions between hook types and leader materials](#). Fish. Res. 9(14):131–133.
- Anon. 2013. [2012 Shortfin Mako stock assessment and ecological risk assessment meeting \(Olhão, Portugal - June 11 to 18, 2012\)](#). ICCAT Col. Vol. Sci. Papers. 69 (4):1427–1570.
- Anon. 2018. [Report of the 2017 ICCAT Shortfin Mako assessment meeting \(Madrid, Spain 12–16 June 2017\)](#). ICCAT Col. Vol. Sci. Papers. 74(4):1465–1561.
- Anon. 2020. [Report of the 2019 Shortfin Mako shark stock assessment update meeting \(Madrid, Spain 20–24 May 2019\)](#).
- Au, D.W., Smith, S.E., and Show, C. 2015. [New abbreviated calculation for measuring intrinsic rebound potential in exploited fish populations — example for sharks](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 72:767–773.
- Banez, T. 2019. Masters Thesis. University of California San Diego. [Examining Shortfin Mako and Blue Shark Movements in Relation to the Southern California Bight Oxygen Minimum Zone](#).
- Barreto, R. R., de Farias, W. K. T., Andrade, H., Santana, F.M., and Lessa, R. 2016. [Age, Growth and Spatial Distribution of the Life Stages of the Shortfin Mako, *Isurus oxyrinchus* \(Rafinesque, 1810\) Caught in the Western and Central Atlantic](#). PLoS ONE 11(4):e0153062.
- Bates, N.R., Best, M.P.H., Neely, K., Garley, R., Dickson, A.G., and Johnson, R.J. 2012. [Detecting anthropogenic carbon dioxide uptake and ocean acidification in the North Atlantic Ocean](#). Biogeosciences, 9:2509–2522.
- Begue, M., Clua, C., Siu, G. and Meyer, C. 2020. [Prevalence, persistence and impacts of residual fishing hooks on tiger sharks](#). Fish. Res. 224:105462.
- Belkin, I.M. 2009. [Rapid warming of Large Marine Ecosystems](#). Prog. Oceanogr. 81:207–213.
- Bernal, D., Sepulveda, C., and Graham, J.B. 2001. [Water-tunnel studies of heat balance in swimming mako sharks](#). J. Exp. Biol. 204:4043–4054.
- Bigelow, K.A., Boggs, C.H., and He, X. 1999. [Environmental effects on swordfish and blue shark catch rates in the US North Pacific longline fishery](#). Fish. Oceanogr. 8:178–198.
- Bishop, S.D.H., Francis, M.P., Duffy, C., and Montgomery, J.C. 2006. [Age, growth, maturity, longevity and natural mortality of the shortfin mako shark \(*Isurus oxyrinchus*\) in New Zealand waters](#). Mar. Freshwater Res. 57:143–154.
- Biton-Porsmoguer, S., Banaru, D., Boudouresque, C.F., Dekeyser, I., Bouchoucha, M., Marco-Miralles, F., Lebreton, B., Guillou, G., and Harmelin-Vivien, M. 2018. [Mercury in blue shark \(*Prionace glauca*\) and shortfin mako \(*Isurus oxyrinchus*\) from north-eastern Atlantic: Implication for fishery management](#). Mar. Pollut. Bull. 127:131–138.
- Block, B.A. and Carey, F.G. 1985. [Warm brain and eye temperatures in sharks](#). J. Comp. Physiol. B. 156:229–236.

-
- Booth, H., Squires, D., Milner-Gulland, E.J. 2020. [The mitigation hierarchy for sharks: A risk-based framework for reconciling trade-offs between shark conservation and fisheries objectives](#). Fish. Fisheries. 21:269–289.
- Bouyoucos, I.A., Suski, C.D., Mandelman, J.W., and Brooks, E.J. 2017. [The energetic, physiological, and behavioral response of lemon sharks \(*Negaprion brevirostris*\) to simulated longline capture](#). Comp. Biochem. Phys. A. 207:65–72.
- Bowlby, H.D., Joyce, W., Benoit, H., and Sulikowski, J. 2019. [Evaluation of post-release mortality for porbeagle and Shortfin Mako sharks from the Canadian pelagic longline fishery](#). ICCAT SCRS/2019/188:365–373.
- Brill, R., Bushnell, P., Smith, L., Speaks, C., and Sundaram, R. 2009. [The Repulsive And Feeding-Deterrent Effects Of Electropositive Metals On Juvenile Sandbar Sharks \(*Carcharhinus Plumbeus*\)](#). Fish. Bull. 107:298–307.
- Byrne, M.E., Cortés, E., Vaudo, J.J., Harvey, G.C.McN., Sampson, M., Wetherbee, B.M., and Shivji, M. 2017. [Satellite telemetry reveals higher fishing mortality rates than previously estimated, suggesting overfishing of an apex marine predator](#). Proc. R. Soc. B. 284:20170658.
- Byrne, M.E., Vaudo, J.J., Harvey, G.C.McN., Johnston, M.W., Wetherbee, B.M and Shivji, M. 2019. [Behavioral response of a mobile marine predator to environmental variables differs across ecoregions](#). Ecology. 42:1569–1578.
- Cailliet, G.M. 2015. [Perspectives on elasmobranch life-history studies: a focus on age validation and relevance to fishery management](#). J. Fish Biol. 87:1271–1292.
- Campana, S.E., Natanson, L.J., and Myklevoll, S. 2002. [Bomb dating and age determination of large pelagic sharks](#). Can. Fish. Aquat. Sci. 59:450–455.
- Campana, S.E. and Joyce, W.N. 2004a. [Temperature and depth associations of porbeagle shark \(*Lamna nasus*\) in the northwest Atlantic](#). Fish. Oceanogr. 13:52–64.
- Campana, S.E., Marks, L., and Joyce, W. 2004b. [Biology, Fishery and Stock Status of Shortfin Mako Sharks \(*Isurus oxyrinchus*\) in Atlantic Canadian Waters](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2004/094.
- Campana, S.E., Marks, L., and Joyce, W. 2005. [The biology and fishery of shortfin mako sharks \(*Isurus oxyrinchus*\) in Atlantic Canadian waters](#). Fish. Res. 73:341–352.
- Campana, S.E., Brasner, J., and Marks, L. 2006. [Assessment of the Recovery Potential of Shortfin Mako Sharks in Atlantic Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/091.
- Campana, S.E., Joyce, W., and Fowler, M. 2010. [Subtropical pupping ground for a cold-water shark](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 67:769–773.
- Campana, S.E., Fowler, M., Houlihan, D., Joyce, W., Showell, M., Simpson, M.R., Miri, C.M., and Eagles, M. 2015. [Recovery Potential Assessment for Porbeagle \(*Lamna nasus*\) in Atlantic Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/041.
- Campana, S.E., Joyce, W., Fowler, M., and 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(2):520–528.
- Carruthers, E.H., Schneider, D.C., and Neilson, J.D. 2009. [Estimating the odds of survival and identifying mitigation opportunities for common bycatch in pelagic longline fisheries](#). Biol. Cons. 142:2620–2630.
-

-
- Carruthers, E.H., Neilson, J.D., and Smith, S.C. 2011. [Overlooked bycatch mitigation opportunities in pelagic longline fisheries: Soak time and temperature effects on swordfish \(*Xiphias gladius*\) and blue shark \(*Prionace glauca*\) catch](#). Fish. Res. 108:112–120.
- Castro, J. I. 2011. The sharks of North America. Oxford University Press, New York, New York
- Cerna, F., and Licandeo, R. 2009. [Age and growth of the shortfin mako \(*Isurus oxyrinchus*\) in the south-eastern Pacific off Chile](#). Mar. Freshwater Res. 60:394–403.
- Chapuis, L., Collin, S.P., Yopak, K.E., McCauley, R.D., Kempster, R.M., Ryan, L.A., Schmidt, C., Kerr, C.C., Gennari, E., Egeberg, C.A., and Hart, N.S. 2019. [The effect of underwater sounds on shark behaviour](#). Sci. Rep. UK. 9:6924.
- Clarke, S., Sato, M., Small, C., Sullivan, B., Inoue, Y., and Ochi, D. 2014. Under Review. [Bycatch in Longline Fisheries for Tuna and Tuna-like Species: a Global Review of Status and Mitigation Measures](#). WCPFC-SC10-2014/ EB-IP-04.
- Cliff, G., Dudley, S.F.J., and Davis, B. 1990. [Sharks caught in the protective gill nets off Natal, South Africa. 3. The shortfin mako shark *Isurus oxyrinchus* \(Rafinesque\)](#). S. Afr. J. Marine Sci. 9(1):115–126.
- Coelho, R., Lino, P.G., and Santos, M.N. 2011. [At-haulback mortality of elasmobranchs caught on the portuguese longline swordfish fishery in the Indian Ocean](#). IOTC–2011–WPEB07–31.
- Coelho, R., Santos, M.N., and Amorim, S. 2012a. [Effects of hook and bait on targeted and bycatch fishes in an equatorial Atlantic pelagic longline fishery](#). B. Mar. Sci. 88(3):449–467.
- Coelho, R., Fernandez-Carvalho, J., Lino, P.G., and Santos, M.N. 2012b. [An overview of the hooking mortality of elasmobranchs caught in a swordfish pelagic longline fishery in the Atlantic Ocean](#). Aquat. Living Resour. 25:311–319.
- 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 1. FAO, Rome. 269 pp.
- Cooke, S.J., and Suski, C.D. 2004. [Are circle hooks an effective tool for conserving marine and freshwater recreational catch-and-release fisheries?](#) Aquat. Conserv. 14:299–326.
- Corrigan S, Lowther, A.D., Beheregaray, L.B., Bruce, B.D., Cliff, G., Duffy, C.A., Foulis, A., Francis, M.P., Goldsworthy, S.D., Hyde, J.R., Jabado, R.W., Kacev, D., Marshall, L., Mucientes, G.R., Naylor, G.J.P., Pepperell, J.G., Queiroz, N., White, W.T., Wintner, S.P. and Rogers, P.J. 2018. [Population Connectivity of the Highly Migratory Shortfin Mako \(*Isurus oxyrinchus* Rafinesque 1810\) and Implications for Management in the Southern Hemisphere](#). Front. Ecol. Evol. 6:187.
- Cortés, E. 2016. [Perspectives on the intrinsic rate of population growth](#). Methods Ecol. Evol. 7:1136–1145.
- Cortés, E., Arocha, F., Beerkircher, L., Carvalho, F., Domingo, A., Heupel, M., Holtzhausen, H., Santos, M.N., Ribera, M., and Simpfendorfer, C. 2010. [Ecological risk assessment of pelagic sharks caught in Atlantic pelagic longline fisheries](#). Aquat. Living Resour. 23:25–34.
- COSEPAC. 2006. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le Requin-taupe bleu \(*Isurus oxyrinchus*\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vii + 30 p.
- COSEPAC. 2017. [Mise à jour Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le Requin-taupe bleu *Isurus oxyrinchus* Population de l'Atlantique au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xii + 34 pp.
-

-
- COSEPAC. 2019. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le Requin-taube bleu \(*Isurus oxyrinchus*\), population de l'Atlantique, au Canada 2019](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa xi + 38 pp. (Registre public des espèces en péril).
- Curran, D. 2014. [Shark Catch in Pelagic Longline Fisheries: A Review of Mitigation Measures](#). WCPFC-SC10-2014/ EB-IP-11
- DFO. 2007. [National Plan of Action for the Conservation and Management of Sharks](#). Communications Branch. Fisheries and Oceans Canada. Ottawa, ON.
- Doksæter, L., Godø, O.R., Handegard, N.O., Kvadsheim, P.H., Lam, F-P.A., Donovan, C., and Miller, P.J.O. 2009. [Behavioral responses of herring \(*Clupea harengus*\) to 1–2 and 6–7kHz sonar signals and killer whale feeding sounds](#). J. Acoust. Soc. Am. 125:554.
- Doño, F., Montealegre-Quijano, S., Domingo, A., and Kinan, P.G. 2015. [Bayesian age and growth analysis of the shortfin mako shark *Isurus oxyrinchus* in the Western South Atlantic Ocean using a flexible model](#). Environ. Biol. Fish. 98:517–533.
- Duffy, C., and Francis, M.P. 2001. [Evidence of summer parturition in shortfin mako \(*Isurus oxyrinchus*\) sharks from New Zealand waters](#). New Zealand J. Mar. Freshwater Res. 35(2): 319–324.
- Ellis, J.R., McCully, S.R., and Poisson, F. 2017. [A review of capture and post-release mortality of elasmobranchs](#). J. Fish Biol. 90:653–722.
- Epperly, S.P., Watson, J.W., Foster, D.G., and Shah, A.K. 2012. [Anatomical Hooking Location and Condition of Animals Captured with Pelagic Longlines: The Grand Banks Experiments 2002–2003](#). Bull. Mar. Sci. 88(3):513–527.
- Fernandez-Carvalho, J., Coelho, R., Santos, M.N., and Amorim, S. 2015. [Effects of hook and bait in a tropical northeast Atlantic pelagic longline fishery: Part II—Target, bycatch and discard fishes](#). Fish. Res. 164:312–321.
- Finkelstein, M., Bakker, V., Doak, D.F., Sullivan, B., Lewison, R., Satterthwaite, W.H., McIntyre, P.B., Wolf, S., Priddel, D., Arnold, J.M., Henry, R.W., Sievert, P., and Croxall, J. 2008. [Evaluating the Potential Effectiveness of Compensatory Mitigation Strategies for Marine Bycatch](#). PLoS ONE 3(6):e2480.
- Foster, D.G., Epperly, S.P., Shah, A.K., and Watson, J.W. 2012. [Evaluation of Hook and Bait Type on the Catch Rates in the Western North Atlantic Ocean Pelagic Longline Fishery](#). Bull. Marine. Sci. 88(3):529–545.
- Francis, M.P., and C. Duffy. 2005. [Length at maturity in three pelagic sharks \(*Lamna nasus*, *Isurus oxyrinchus*, and *Prionace glauca*\) from New Zealand](#). Fish. Bull. 103:489–500.
- Francis, M.P., Shivji, M.S., Duffy, C.A.J., Rogers, P.J., Byrne, M.E., Wetherbee, B.M., Tindale, S.C., Lyon, W.S., and Meyers, M.M. 2019. [Oceanic nomad or coastal resident? Behavioural switching in the shortfin mako shark \(*Isurus oxyrinchus*\)](#). Mar. Biol. 166:5.
- French, R.P., Lyle, J., Tracey, S., Currie, S., and Semmens, J.M. 2015. [High survivorship after catch-and-release fishing suggests physiological resilience in the endothermic shortfin mako shark \(*Isurus oxyrinchus*\)](#). Conserv Physiol 3(1).
- Gallagher, A.J., Serafy, J.E., Cooke, S.J., and Hammerschlag, N. 2014. [Physiological stress response, reflex impairment, and survival of five sympatric shark species following experimental capture and release](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 496:207–218.
- Gavaris, S., Clark, K.J., Hanke, A.R., Purchase, C.F. and Gale, J. 2010. [Overview of Discards from Canadian Commercial Fisheries in NAFO Divisions 4V, 4W, 4X, 5Y and 5Z for 2002–2006](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2873.
-

-
- Gedamke, T., Hoenig, J.M., Musick, J.A., DuPaul, W.D., and Gruber, S.H. 2007. [Using Demographic Models to Determine Intrinsic Rate of Increase and Sustainable Fishing for Elasmobranchs: Pitfalls, Advances, and Applications](#). N. Am. J. Fish Manage. 27(2):605–618.
- Gilman, E., Clarke, S., Brothers, N., Alfaro-Shigueto, J., Mandelman, J., Mangel, J., Petersen, S., Piovano, S., Thomson, N., Dazell, P., Donoso, M., Goren, M., and Werner, T. 2008. [Shark interactions in pelagic longline fisheries](#). Mar. Policy. 32:1–18.
- Gilman, E., Chaloupka, M., Merrifield, M., Malsol, N.D. and Cook, C. 2016a. [Standardized catch and survival rates, and effect of a ban on shark retention, Palau pelagic longline fishery](#). Aquat. Con. Mar. Freshw. Ecosys. 26:1031–1062.
- Gilman, E., Chaloupka, M., Swimmer, Y., and Piovano, S. 2016b. [A cross-taxa assessment of pelagic longline by-catch mitigation measures: conflicts and mutual benefits to elasmobranchs](#). Fish Fish. 17:748–784.
- Gilman, E., Chaloupka, M., Dagorn, L., Hall, M., Hobday, A., Musyl, M., Pitcher, T., Poisson, F., Restrepo, V., and Suuronen, P. 2019. [Robbing Peter to pay Paul: replacing unintended cross-taxa conflicts with intentional tradeoffs by moving from piecemeal to integrated fisheries bycatch management](#). Rev. Fish. Biol. Fisheries. 29:93–123.
- Gilmore, R. G. 1993. [Reproductive biology of lamnoid sharks](#). Environ. Biol. Fish. 38:95–114.
- Godin, A.C., Carlson, J.K., and Burgener, V. 2012. [The effect of circle hooks on shark catchability and at-vessel mortality rates in longlines fisheries](#). Bull. Mar. Sci. 88(3):469–483.
- Godin, A.C., Wimmer, T., Wang, J.H., and Worm, B. 2013. [No effect from rare-earth metal deterrent on shark bycatch in a commercial pelagic longline trial](#). Fish. Res. 143:131–135.
- Government of Canada. 2021. [Species at Risk policy on survival and recovery: final version 2021](#). Species at Risk Act: Policies and Guidelines Series. Government of Canada, Ottawa. 9 pp.
- Graham, J.B., Dewar, H., Lai, N.C., Lowell, W.R., and Arce, S.M. 1990. [Aspects of shark swimming performance determined using a large water tunnel](#). J. Exp. Biol. 151:175–192.
- Groeneveld, J.C., Cliff, G., Dudley, S.F.J., Foulis, A.J., Santos, J., and Wintner, S.P. 2014. [Population structure and biology of shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, in the south-west Indian Ocean](#). Freshwater Res. 65:1045–1058.
- Hall, S.J., and Mainprize, B.M. 2005. [Managing by-catch and discards: how much progress are we making and how can we do better?](#) Fish Fish. 6(2):134–155.
- Harford, W.J. 2013. [Trophic modeling of shortfin mako \(*Isurus oxyrinchus*\) and bluefish \(*Pomatomus saltatrix*\) interactions in the western north atlantic ocean](#). Bull. Mar. Sci. 89(1):161–188.
- Hazen, E.L., Jorgensen, S., Rykaczewski, R.R., Bograd, S.J., Foley, D.G., Jonsen, I.D., Shaffer, S.A., Dunne, J.P., Costa, D.P., Crowder, L.B., and Block, B.A. 2013. [Predicted habitat shifts of Pacific top predators in a changing climate](#). Nature. 3:234–238.
- Hazen, E.L., Scales, K.L., Maxwell, S.M., Briscoe, D.K., Welch, H., Bograd, S.J., Bailey, H., Benson, S.R., Eguchi, T., Dewar, H., Kohin, S., Costa, D.P., Crowder, L.B., and Lewison, R.L. 2018. [A dynamic ocean management tool to reduce bycatch and support sustainable fisheries](#). Science Advances. 4(5):eaar3001.
- Heist, E.J., Musick, J.A., and Graves, J.E. 1996. [Genetic population structure of the shortfinmako \(*Isurus oxyrinchus*\) inferred from restriction fragment length polymorphism analysis of mitochondrial DNA](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53(3):583–588.
-

-
- Hoening, J.M. 1983. [Empirical Use of Longevity Data to Estimate Mortality Rates](#). Fisheries Bulletin. 82:898–903.
- Holts, D.B., and Bedford D.W. 1993. [Horizontal and Vertical Movements of the Shortfin Mako Shark, *Isurus oxyrinchus*, in the Southern California Bight](#). Aust. J. Mar. Freshwat. Res. 44:901–909.
- Huveneers, C., Rogers, P.J., Semmens, J.M., Beckmann, C., Kock, A.A., Page, B., and Goldsworthy, S.D. 2013. [Effects of an Electric Field on White Sharks: In Situ Testing of an Electric Deterrent](#). PLoS ONE 8(5):e62730.
- ICCAT. 2020. [2020 SCRS Advice to the Commission](#). English version. Madrid Spain.
- Jaiteh, V.F., Loneragan, N.R., and Warren, C. 2017. [The end of shark finning? Impacts of declining catches and fin demand on coastal community livelihoods](#). Mar. Policy 82:224–233.
- Joung, S-J. and Hsu, H-H. 2005. [Reproduction and Embryonic Development of the Shortfin Mako, *Isurus oxyrinchus* Rafinesque, 1810, in the Northwestern Pacific](#). Zool. Stud. 44(4):487–496.
- Kai, M., Shiozaki, K., Ohshimo, S., and Yokawa, K. 2015. [Growth and spatiotemporal distribution of juvenile shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, in the western and central North Pacific](#). Mar. Freshwater Res. 66:1176–1190.
- Kindsvater, H. K., Mangel, M., Reynolds, J. D., and Dulvy, N. K. 2016. [Ten principles from evolutionary ecology essential for effective marine conservation](#). Ecol. Evol. 6:2125–2138.
- Kumar, K.V.A., Pravin, P., and Meenakumari, B. 2016. [Bait, Bait Loss, and Depredation in Pelagic Longline Fisheries—A Review](#). Rev. Fish. Sci. Aquac. 24(4):295–304.
- Loefer J.K., Sedberry G.R., and McGovern J.C. 2005. [Vertical Movements of a Shortfin Mako in the Western North Atlantic as Determined by Pop-up Satellite Tagging](#). Southeast Nat. 4:237–246.
- Logan, J.M., Toppin, R., Smith, S., Galuardi, B., Porter, J., and Lutcavage, M. 2013. [Contribution of cephalopod prey to the diet of large pelagic fish predators in the central North Atlantic Ocean](#). Deep-Sea Res. II 95:74–82.
- Lyons, K., Preti, A., Madigan, D.J., Wells, R.J.D., Blasius, M.E., Snodgrass, O.E., Kacev, D., Harris, J.D., Dewar, H., Kohin, S., MacKenzie, K., and Lowe, C.G. 2015. [Insights into the life history and ecology of a large shortfin mako shark *Isurus oxyrinchus* captured in southern California](#). J. Fish Biol. 87:200–211.
- MacNeil, M.A., Skomal, G.B., and Fisk, A.T. 2005. [Stable isotopes from multiple tissues reveal diet switching in sharks](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. Vol. 302:199–206.
- Maia, A., Queiroz, N., Correia, J.P., and Cabral, H. 2006. [Food habits of the Shortfin Mako, *Isurus oxyrinchus*, off the southwest coast of Portugal](#). Environ. Biol. Fish. 77:157–167.
- Maia, A., Queiroz, N., Cabral, H.N., Santos, A.M., and Correia, J.P. 2007. [Reproductive biology and population dynamics of the Shortfin Mako, *Isurus oxyrinchus* Rafinesque, 1810, off the southwest Portuguese coast, eastern North Atlantic](#). J. Appl. Ichthyol. 23:246–251.
- Malpica-Cruz, L., Herzka, S.Z., Sosa-Nishizaki, O., and Escobedo-Olvera, M.A. 2013. [Tissue-specific stable isotope ratios of Shortfin Mako \(*Isurus oxyrinchus*\) and white \(*Carcharodon carcharias*\) sharks as indicators of size-based differences in foraging habitat and trophic level](#). Fish. Oceanogr. 22(6):429–445.
-

-
- Mandelman, J.W., Cooper, P.W., Werner, T.B., and Lagueux, K.M. 2008. [Shark bycatch and depredation in the U.S. Atlantic pelagic longline fishery](#). Rev. Fish Biol. Fisheries. 18:427–442.
- Marshall, H., Field, L., Afiadata, A., Sepulveda, C., Skomal, G., and Bernal, D. 2012. [Hematological indicators of stress in longline-captured sharks](#). Comp. Biochem. Phys. A. 162:121–129.
- Massey, Y., Sabarros, P.S., Rabearisoa, N., and Bach, P. 2019. [Drivers of at-haulback mortality of sharks caught during pelagic longline fishing experiments](#). IOTC–2019–WPEB15–14_Rev1.
- Maunder, M.N., Sibert, J.R., Fonteneau, A., Hampton, J., Kleiber, P., and Harley, S.J. 2006. [Interpreting catch per unit effort data to assess the status of individual stocks and communities](#). ICES J Mar. Sci. 63:1373–1385.
- McAllister, M.K., Pikitch, E.K., and Babcock, E.A. 2001. [Using demographic methods to construct Bayesian priors for the intrinsic rate of increase in the Schaefer model and implications for stock rebuilding](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58:1871–1890.
- McCully, S.R., Scott, F., Ellis, J.R., and Pilling, G.M. 2013. [Productivity and susceptibility analysis: application and suitability for data poor assessment of elasmobranchs in northern european seas](#). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT. 69(4):1679–1698.
- Mollet, H.F., Cliff, G., Pratt Jr., H.L., and Stevens, J.D. 2000. [Reproductive biology of the female Shortfin Mako, *Isurus oxyrinchus Rafinesque, 1810*, with comments on the embryonic development of lamnoids](#). Fish. Bull. 98:299–318.
- Mollet HF, Testi AD, Compagno LJV, Francis MP. 2002. [Re-identification of a lamnid shark embryo](#). Fisheries Bulletin. 100:865–875.
- Monteiro, M.S., Júnior, T.V., Barbosa, T.M., and Alves, M.D.O. 2006. [Predation by a Shortfin Mako shark, *Isurus oxyrinchus Rafinesque, 1810*, on a pantropical spotted dolphin, *Stenella attenuata*, calf in central Atlantic waters](#). Lat. Am. J. Aquat. Mam. 5(2):141–144.
- MPO. 2014. [Lignes directrices sur l'évaluation des menaces, des risques écologiques et des impacts écologiques pour les espèces en péril](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2014/013. (Erratum : juin 2016).
- MPO. 2017. [Évaluation de l'étendue des dommages admissibles pour le grand requin blanc \(*Carcharodon carcharias*\) dans le Canada atlantique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO Rép. des Sci. 2017/025.
- Mucientes, G. and Queiroz, N. 2019. [Presence of plastic debris and retained fishing hooks in oceanic sharks](#). Mar. Pollut. Bull. 143:6–11.
- Musyl, M.K., Brill, R.W., Curran, D.S., Fragoso, N.M., McNaughton, L.M., Nielsen, A., Kikkawa, B.S., and Moyes, C.D. 2011. [Postrelease survival, vertical and horizontal movements, and thermal habitats of five species of pelagic sharks in the central Pacific Ocean](#). Fish. Bull. 109(4):341–368.
- Musyl, M.K. and Gilman, E.L. 2018. [Post-release fishing mortality of blue \(*Prionace glauca*\) and silky shark \(*Carcharhinus falciformes*\) from a Palauan-based commercial longline fishery](#). Rev. Fish. Biol. Fisheries. 28:567–586.
- Nasby-Lucas, N., Dewar, H., Sosa-Nishizaki, O., Wilson, C., Hyde, J., Vetter, R.D., Wraith, J., Block, B.A., Kinney, M.J., Sippel, T., Holts, D.B., and Kohin, S. 2019. [Movements of electronically tagged Shortfin Mako sharks \(*Isurus oxyrinchus*\) in the eastern North Pacific Ocean](#). Anim. Biotelem. 7:12.
-

-
- Natanson, L.J., Kohler, N.E., Ardizzone, D., Cailliet, G.M., Wintner, S.P., and Mollet, H.F. 2006. [Validated age and growth estimates for the Shortfin Mako, *Isurus oxyrinchus*, in the North Atlantic Ocean](#). *Environ. Biol. Fish.* 77:367–383.
- Natanson, L.J., Skomal, G.B., Hoffmann, S.L., Porter, M.E., Goldman, K.J., and Serra, D. 2018. [Age and growth of sharks: do vertebral band pairs record age?](#) *Mar. Freshwater Res.* 69:1440–1452.
- Natanson, L.J., Winton, M., Bowlby, H., Joyce, W., Deacy, B., Coelho, R., and Rosa, D. 2020. [Updated reproductive parameters for the Shortfin Mako \(*Isurus oxyrinchus*\) in the North Atlantic Ocean with inferences of distribution by sex and reproductive stage](#). *Fish. Bull.* 118(1):21–36.
- O’Connell, C.P., Abel, D.C., Gruber, S.H., Stroud, E.M., and Rice, P.H. 2011a. [Response of juvenile lemon sharks, *Negaprion brevirostris*, to a magnetic barrier simulating a beach net](#). *Ocean Coast Manage.* 54:225–230.
- O’Connell, C.P., Abel, D.C., Stroud, E.M., and Rice, P.H. 2011b. [Analysis of permanent magnets as elasmobranch bycatch reduction devices in hook-and-line and longline trials](#). *Fish. Bull.* 109:394–401.
- O’Connell, C.P., Andreotti, S., Rutzen, M., Meÿer, M., and He, P. 2014a. [The use of permanent magnets to reduce elasmobranch encounter with a simulated beach net. 2. The great white shark \(*Carcharodon carcharias*\)](#). *Ocean Coast Manage.* 97:20–28.
- O’Connell, C.P., Stroud, E.M., and He, P. 2014b. [The emerging field of electrosensory and semiochemical shark repellents: Mechanisms of detection, overview of past studies, and future directions](#). *Ocean Coast Manage.* 97:2–11,
- O’Keefe, C.E., Cadrin, S.X., and Stokesbury, K.D.E. 2014. [Evaluating effectiveness of time/area closures, quotas/caps, and fleet communications to reduce fisheries bycatch](#). *ICES. J. Mar. Sci.* 71(5) :1286–1297.
- Poisson, F., Crespo, F.A., Ellis, J.R., Chavance, P., Bach, P., Santos, M.N., Séret, B., Korta, M., Coelho, R., Ariz, J., and Murua, H. 2016. [Technical mitigation measures for sharks and rays in fisheries for tuna and tuna-like species: turning possibility into reality](#). *Aquat. Living Resour.* 29: 402.
- Poisson, F., Catteau, S., Chiera, C., and Groul, J.-M. 2019. [The effect of hook type and trailing gear on hook shedding and fate of pelagic stingray \(*Pteroplatytrygon violacea*\): New insights to develop effective mitigation approaches](#). *Marine Policy.* 107:103594.
- Porsmoguer, S.B., Bănar, D., Boudouresque, C.F., Dekeyser, I., Viricel, A., and Merchán, M. 2015a. [DNA evidence of the consumption of short-beaked common dolphin *Delphinus delphis* by the Shortfin Mako shark *Isurus oxyrinchus*](#). *Mar. Ecol. Prog. Ser. Vol.* 532:177–183.
- Porsmoguer, S.B., Bănar, D., Boudouresque, C.F., Dekeyser, I., and Almar, C. 2015b. [Hooks equipped with magnets can increase catches of blue shark \(*Prionace glauca*\) by longline fishery](#). *Fish. Res.* 172:345–351.
- Pratt, H.L. and Casey, J.G. 1983. [Age and Growth of the Shortfin Mako, *Isurus oxyrinchus*, Using Four Methods](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40:1944–1957.
- Preti, A., Soykan, C.U., Dewar, H., Wells, R.J.D., Spear, N., and Kohin, S. 2012. [Comparative feeding ecology of Shortfin Mako, blue and thresher sharks in the California Current](#). *Environ. Biol. Fish.* (2012) 95:127–146.
-

-
- Queiroz, N., Humphries, N.E., Mucientes, G., Hammerschlag, N., Lima, F.P., Scales, K.L., Miller, P.I., Sousa, L.L., Seabra, R., and Sims, D.W. 2016. [Ocean-wide tracking of pelagic sharks reveals extent of overlap with longline fishing hotspots](#). PNAS. vol. 113(6):1582–1587.
- Reinhardt, J.F., Weaver, J., Latham, P.J., Dell’Apa, A., Serafy, J.E., Browder, J.A., Christman, M., Foster, D.G., and Blankinship, D.R. 2017. [Catch rate and at-vessel mortality of circle hooks versus J-hooks in pelagic longline fisheries: A global meta-analysis](#). Fish Fish. 19:413–430.
- Ribot-Carballal, M.C., Galván-Magaña, F., and Quiñónez-Velázquez, C. 2005. [Age and growth of the Shortfin Mako shark, *Isurus oxyrinchus*, from the western coast of Baja California Sur, Mexico](#). Fish. Res. 76:14–21.
- Rigby, C.L., Barreto R., Carlson J., Fernando D., Fordham S., Francis M.P., Jabado R.W., Liu K.M., Marshall A., Pacoureau N., Romanov E., Sherley R.B. & Winker H. 2019. [Isurus paucus](#). The IUCN Red List of Threatened Species 2019 e.T60225A3095898.
- Rigg, D.P., Peverell, S.C., Heardon, M., and Seymour, J.E. 2009. [Do elasmobranch reactions to magnetic fields in water show promise for bycatch mitigation?](#) Mar. Freshwater Res. 60:942–948.
- Rogers, P.J., Corrigan, S., and Lowther, A. 2015. [Using satellite tagging and molecular techniques to improve the ecologically sustainable fisheries management of Shortfin Makos \(*Isurus oxyrinchus*\) in the Australasian region](#). Final Report FRDC Tactical Research Fund Project No. 2011/077.
- Semba, Y., Nakano, H., and Aoki, I. 2009. [Age and growth analysis of the Shortfin Mako, *Isurus oxyrinchus*, in the western and central North Pacific Ocean](#). Environ. Biol. Fish. 84:377–391.
- Semba, Y., Aoki, I., and Yokawa, K. 2011. [Size at maturity and reproductive traits of Shortfin Mako, *Isurus oxyrinchus*, in the western and central North Pacific](#). Mar. Freshwater Res. 62:20–29.
- Semba, Y., Kai, M., Oshima, K., Ouchi, D., and Honda, H. 2018. [Trial evaluation of the effectiveness of the use of circle hooks to reduce mortality of Shortfin Mako shark in pelagic longline fisheries](#). Vol. Sci. Pap. ICCAT, 75(3):435–439.
- Sepulveda, C.A., Kohin, S., Chan, C., Vetter, R., and Graham, J.B. 2004. [Movement patterns, depth preferences, and stomach temperatures of free-swimming juvenile mako sharks, *Isurus oxyrinchus*, in the Southern California Bight](#). Mar. Biol. 145:191–199.
- Sepulveda, C.A., Heberer, C., Aalbers, S.A., Spear, N., Kinney, M., Bernal, D., and Kohin, S. 2015. [Post-release survivorship studies on common thresher sharks \(*Alopias vulpinus*\) captured in the southern California recreational fishery](#). Fish. Res. 161:102–108.
- Showell, M.A., Fowler, G.M., Joyce, W., McMahon, M., Miri, C.M., and Simpson, M.R. 2017. [Current Status and Threats to the North Atlantic Shortfin Mako Shark \(*Isurus oxyrinchus*\) Population in Atlantic Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/039. v + 45 p.
- Smith, S.E., Au, D.W., and Show, C. 1998. [Intrinsic rebound potentials of 26 species of Pacific sharks](#). Mar. Freshwater Res. 49:663–678.
- Stevens, J.D. 1983. [Observations on Reproduction in the Shortfin Mako *Isurus oxyrinchus*](#). Copeia 1:126–130.
- Stevens, J.D., Bonfil, R., Dulvy, N.K., and Walker, P.A. 2000. [The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras \(Chondrichthyans\), and the implications for marine ecosystems](#). ICES. J. Mar. Sci. 57:476–494.
-

-
- Stillwell, C.E. and Kohler, N.E. 1982. [Food, Feeding Habits, and Estimates of Daily Ration of the Shortfin Mako \(*Isurus oxyrinchus*\) in the Northwest Atlantic](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39:407-414.
- Stock, B.C., Ward, E.J., Thorson, J.T., Jannot, J.E., and Semmens, B.X. 2019. [The utility of spatial model-based estimators of unobserved bycatch](#). ICES J. Mar. Sci. 76:255-267.
- Taguchi, M., Kitamura, T., and Yokawa, K. 2011. [Genetic population structure of shortfin mako \(*Isurus oxyrinchus*\) inferred from mitochondrial DNA on inter-oceanic scale](#). WP ISC Shark Working Group Workshop, 19-21 July 2011. (Cited with Permission of Author).
- Tsai, W-P, Sun C-L, Punt A.E., and Liu K-M. 2014. [Demographic analysis of the Shortfin Mako Shark, *Isurus oxyrinchus*, in the Northwest Pacific using a two-sex stage-based matrix model](#). ICES Journal of Marine Science. 71:1604-1618.
- Vaudo J.J., Wetherbee B.M., Wood A.D., Weng K., Howey-Jordan L.A., Harvey G.M., and Shivji M.S. 2016. [Vertical movements of Shortfin Mako sharks *Isurus oxyrinchus* in the western North Atlantic Ocean are strongly influenced by temperature](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 547:163–175.
- Vaudo J.J., Byrne M.E., Wetherbee B.M., Harvey G.M., and Shivji M.S. 2017. [Long-term satellite tracking reveals region-specific movements of a large pelagic predator, the Shortfin Mako shark, in the western North Atlantic Ocean](#). J. Appl. Ecol. 54:1765–1775.
- Vetter, R., Kohin, S., Preti, A., McClatchie, S., and Dewar, H. 2008. [Predatory interactions and niche overlap between mako shark, *Isurus oxyrinchus*, and jumbo squid, *Dosidicus gigas*, in the California current](#). CalCOFI Rep., Vol. 49/2008.
- Visser, I.N., Berghan, J., van Meures, R., and Fertl, D. 2000. [Killer whale \(*Orcinus orca*\) predation on a Shortfin Mako shark \(*Isurus oxyrinchus*\) in New Zealand waters](#). Aquat. Mamm. 26(3):229–231.
- Wakefield, C.B., Santana-Garcon, J., Dorman, S.R., Blight, S., Denham, A., Wakeford, J., Molony, B.W., Newman, S.J. 2017. [Performance of bycatch reduction devices varies for chondrichthyan, reptile, and cetacean mitigation in demersal fish trawl: assimilation subsurface interactions and unaccounted mortality](#). ICES J. Mar. Sci. 74:343–358.
- Walsh, W.A., Bigelow, K.A., and Sender, K.L. 2009. [Decreases in Shark Catches and Mortality in the Hawaii-Based Longline Fishery as Documented by Fishery Observers](#). Mar. Coast. Fish. Dyna., Man. Eco. Sci.1(1):270–282.
- Ward, P., Myers, R.A., and Blanchard, W. 2004. [A Fish lost at sea: the effect of soak time on pelagic longline catches](#). Fish. Bull. 102(1):179–195.
- Ward, P., Lawrence, E., Darbyshire, R., and Hindmarsh, S. 2008. [Large-scale experiment shows that nylon leaders reduce shark bycatch and benefit pelagic longline fishers](#). Fish. Res. 90:100–108.
- Watson, J.W., Epperly, S.P., Shah, A.K., and Foster, D.G. 2005. [Fishing methods to reduce sea turtle mortality associated with pelagic longlines](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 62:965–981.
- Wells, R.J.D., Smith, S.E., Kohin, S., Freund, E., Spear, N. and Ramon, D.A. 2013. [Age Validation of Juvenile Shortfin Mako \(*Isurus oxyrinchus*\) Tagged and Marked with Oxytetracycline off Southern California](#). Fish. Bull. 111:147–160.
- Wilson, B. and Dill, L.M. 2002. [Pacific herring respond to simulated odontocete echolocation sounds](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59:542–553.
- Wood, A.D. and Wetherbee, B.M. 2009. [Recalculated diet and daily ration of the Shortfin Mako \(*Isurus oxyrinchus*\), with a focus on quantifying predation on bluefish \(*Pomatomus saltatrix*\) in the northwest Atlantic Ocean](#). Fish. Bull. 107(1):76–88.
-

TABLEAUX

Tableau 1. Biologie de base et paramètres actuels du cycle de vie. Acronymes : PN = Pacifique Nord, PS = Pacifique Sud, AN= Atlantique Nord.

	Paramètre du cycle biologique	Femelle	Mâle	Références
Croissance et détermination de l'âge	Taille à la mise bas (cm)	60–70, jusqu'à 88,7	60–70, jusqu'à 81,2	Mollet <i>et al.</i> 2000, Joung et Hsu 2005, Dono <i>et al.</i> 2015
	Taux de croissance (k) (année ⁻¹)*	0,09 PN, 0,076 PS, 0,087 AN	0,16 PN, 0,087 PS, 0,125 AN	Natanson <i>et al.</i> 2020, Cerna et Licandeo 2009, Semba <i>et al.</i> 2009
	Longueur maximale (cm)	339 PN, 300 PS, 336 AN	254 PN, 272 PS, 253 AN	Natanson <i>et al.</i> 2020, Cerna et Licandeo 2009, Semba <i>et al.</i> 2009
	Longévité (années)	31–41 PNP, 38 AN	24–31 PNP, 21 AN	Tsai <i>et al.</i> 2014, Natanson <i>et al.</i> 2006
Maturité	Âge (A ₅₀)	18 ans	8 ans	Natanson <i>et al.</i> 2006
	Longueur (L ₅₀)	280 cm	182 cm	Natanson <i>et al.</i> 2020, Francis et Duffy 2005, Semba <i>et al.</i> 2011
	Poids (P ₅₀)	275 kg	64 kg	Natanson <i>et al.</i> 2020
Reproduction	Gestation (mois)	19–20 AN, 9–13 PN, 21 PS	-	Mollet <i>et al.</i> 2000, Semba <i>et al.</i> 2011, Duffy et Francis 2001
	Mise bas	Hiver–printemps, possiblement en été	-	Pratt et Casey 1983, Semba <i>et al.</i> 2011, Duffy et Francis 2001
	Nbre de petits	4–16	-	Mollet <i>et al.</i> 2000, Stevens 1983, Duffy et Francis 2001, Joung et Hsu 2005, Semba <i>et al.</i> 2011, Mollet <i>et al.</i> 2002
	Cycle de reproduction	2–3 ans	-	Mollet <i>et al.</i> 2000
Alimentation	Poissons téléostéens, céphalopodes, mammifères marins, élaémobranches. Avec l'augmentation de la taille, il est probable qu'un changement trophique vers des proies plus grandes se produise. Un régime alimentaire propre au sexe est peu probable, à l'exception d'un éventuel changement en fonction de la taille chez les femelles matures.			Stillwell et Kohler 1982, Wood <i>et al.</i> 2009, MacNeil <i>et al.</i> 2005, Logan <i>et al.</i> 2013, Maia <i>et al.</i> 2006, Harford 2013, Porsmoguer <i>et al.</i> 2015a, Monteiro <i>et al.</i> 2006, Vetter <i>et al.</i> 2008, Preti <i>et al.</i> 2012, Groeneveld <i>et al.</i> 2014, Cliff <i>et al.</i> 1990, Malpica-Cruz <i>et al.</i> 2013
Répartition et habitat	Circummondial dans toutes les mers tropicales à tempérées entre 50° N (60° N dans l'AN) et 50° S. Plage de température privilégiée : 17 à 22 °C. Majorité du temps passé en couche mélangée avec des plongées d'alimentation jusqu'à 888 m. Une certaine utilisation de l'habitat en fonction de l'âge et de la taille peut être présente. Répartition selon le sexe, les mâles effectuant de longues migrations peu fréquentes entre les bassins océaniques et les femelles restant probablement dans un seul bassin.			Compagno 2001, Abascal <i>et al.</i> 2011, Holts et Bedford 1993, Sepulveda <i>et al.</i> 2004, Francis <i>et al.</i> 2019, Byrne <i>et al.</i> 2019, Corrigan <i>et al.</i> 2018

*Les mesures de la taille à la mise bas et de la longueur maximale ont été converties en LF pour faciliter la comparaison, mais les taux de croissance rapportés par les mêmes sources n'ont pas été convertis. Consultez la documentation bibliographique pour les mesures originales.

Tableau 2. Résumé des applications d'étiquettes d'archivage à long terme sur le requin-taupe bleu. Lorsque la longueur de la fourche n'a pas pu être mesurée, une valeur approximative est donnée (*). Deux étiquettes ont été récupérées physiquement (**) plutôt que par transmission de données à distance.

Étiquette – N°	LF (cm)	Sexe	Date d'ap-plication	Remises à l'eau – Lat. (N)	Remises à l'eau – Long. (O)	Date de relâche d'étiquette	Relâche d'étiquette – Lat. (N)	Relâche d'étiquette – Long. (O)	Jours en liberté	À bord/ dans l'eau	État	Étiquette – Type
09A0466	148	M	2011-08-11	42,7002	63,2657	2011-08-15	42,7350	-63,3620	4	à bord	sain	PAT MK10
08A1057	123	M	2011-08-14	42,9232	62,3877	2011-08-21	42,9310	-62,3850	7	à bord	sain	PAT MK10
10A1067	127	M	2011-08-17	44,0833	58,4167	2011-08-21	44,0900	-58,4140	4	à bord	sain	PAT MK10
08A1000	99	M	2011-08-17	44,1833	58,2000	2011-09-05	41,8960	53,8500	19	à bord	sain	PAT MK10
08A0999	127	M	2011-08-17	43,9000	58,5833	2011-12-11	38,7300	-42,6550	116	à bord	sain	PAT MK10
11A0430	210	M	2011-09-25	42,1167	65,5500	2011-12-24	39,7570	42,4300	90	à bord	sain	PAT MK10
11A0420	88	F	2012-07-31	42,8177	62,5598	2012-08-04	41,9190	62,2570	6	à bord	sain	PAT MK10
11A0419	81	F	2012-07-29	42,8170	62,5478	2012-08-05	42,3140	-61,8950	7	à bord	sain	PAT MK10
11A0432	80	M	2012-07-30	42,9065	62,3017	2012-08-07	42,9360	62,0800	8	à bord	sain	PAT MK10
11A0330	81	M	2012-07-30	42,9128	62,3262	2012-08-13	43,3130	60,3200	14	à bord	sain	PAT MK10
11A0434	118	M	2012-07-29	42,6923	62,4122	2012-08-15	41,7690	63,1400	17	à bord	sain	PAT MK10
11A0438	118	M	2012-07-28	42,8502	62,5875	2012-09-07	42,4640	62,8900	41	à bord	sain	PAT MK10
08A1056	152*	I	2012-08-05	44,2950	62,1833	2012-09-26	43,9040	36,5300	52	dans l'eau	sain	PAT MK10
10A1068	127	F	2012-08-28	44,4167	54,1000	2012-09-27	45,9770	41,2700	30	à bord	sain	PAT MK10
11A0174	229*	M	2013-07-18	41,3833	64,0167	2013-07-22	41,0010	64,5300	1	dans l'eau	sain	PAT MK10
08A1055	152*	F	2013-07-18	41,8333	63,9333	2013-08-09	42,8690	57,1720	5	dans l'eau	sain	PAT MK10
13P0089	137*	M	2013-09-15	42,5817	64,4283	2013-09-27	40,5860	65,6000	13	dans l'eau	sain	Mini-PAT
11A0431	110*	I	2013-08-16	41,4000	62,0000	2013-10-05	40,9800	66,0630	54	dans l'eau	sain	PAT MK10
23494	88	F	2013-10-07	42,9535	62,2773	2013-10-13	42,9480	62,2880	7	à bord	blessé	Étiquette X
13P0083	203*	F	2013-08-25	42,9233	62,4317	2013-11-15	39,4290	66,9200	80	dans l'eau	sain	Mini-PAT
13P0080	152*	M	2013-08-19	41,6337	62,3933	2013-11-19	44,6810	-43,2660	94	dans l'eau	sain	Mini-PAT
11A0435	166*	M	2013-09-21	44,3683	61,8433	2013-11-20	39,4440	68,2520	61	dans l'eau	sain	PAT MK10
13P0087	92*	I	2013-09-02	42,5833	64,6333	2013-12-08	40,2410	59,0000	100	à bord	sain	Mini-PAT
13P0090	122*	M	2013-09-16	42,5100	64,5950	2013-12-10	38,8330	65,4300	88	dans l'eau	sain	Mini-PAT
13P0085	122*	I	2013-09-01	42,5000	64,5833	2013-12-18	40,24	49,5100	111	à bord	sain	Mini-PAT
23501	175	F	2013-10-05	40,9827	62,8493	2014-01-14	33,7250	48,4090	102	à bord	blessé	Étiquette X
11A0316	152*	F	2013-07-18	41,3667	64,0500	2014-01-19	25,9250	-49,6440	183	dans l'eau	sain	PAT MK10
13P0088	183*	F	2013-08-25	42,9433	62,2733	2014-02-17	35,7560	-74,6630	179	dans l'eau	sain	Mini-PAT
23502	90	I	2013-10-11	43,6083	59,3503	2014-02-20	39,6820	49,3010	133	à bord	sain	Étiquette X
23499	100	M	2013-10-11	43,5852	59,4240	**2014-02-21	35,1000	46,6667	-	à bord	sain	Étiquette X
0092	122*	M	2013-09-19	42,5367	64,5250	2014-03-21	36,8680	55,3080	185	dans l'eau	sain	Mini-PAT
13P0024	122*	I	2013-09-08	42,5367	64,5250	2014-04-21	24,4840	-74,0580	-	dans l'eau	sain	Mini-PAT
09A0465	112	F	2011-08-14	42,8598	62,5090	**1 ^{er} sept. 11	43,6190	59,2720	18	à bord	blessé	PAT MK10

Tableau 3. Sommaire du marquage Lotek. Les étiquettes qui n'ont pas été déclarées (ND) sont en gris.

N° d'étiquette	LF (cm)	Sexe	Date de déploiement	Lat. de remises à l'eau (N)	Long. de remises à l'eau (O)	Date de relâche d'étiquette	Relâche d'étiquette– Lat. (N)	Relâche d'étiquette – Long. (O)	Jours en liberté	À bord/dans l'eau	État	Commentaire d'étiquette
1567	160	F	2018-09-11	44,02283	-58,86867	2018-10-09	41,32478	-45,01397	28	dans l'eau	blessé	-
1588	158	M	2017-09-23	42,85342	-62,57117	-	-	-	-	à bord	moribond	ND
1593	86	M	2018-09-09	43,94200	-58,84483	-	-	-	-	à bord	blessé	ND
1891	150	M	2017-10-15	42,79933	-62,70983	2017-11-12	38,17506	-61,15204	28	dans l'eau	sain	-
1893	85	M	2018-09-09	43,91030	-58,72733	2018-10-07	43,28922	-58,71620	28	à bord	blessé	-
1894	170	M	2018-07-09	41,84596	-65,35467	-	-	-	-	à bord	sain	ND
1895	156	F	2018-07-09	41,90891	-65,31948	-	-	-	-	à bord	sain	ND
1897	93	M	2018-09-12	44,03733	-58,63283	2018-08-04	41,73749	-62,14722	22	à bord	blessé	-
1898	165	F	2018-07-09	41,91291	-65,29633	2018-08-06	41,55211	-60,50619	28	à bord	sain	-
1900	290	M	2018-07-03	41,75205	-65,14163	-	-	-	-	à bord	sain	ND
1901	183	M	2018-07-08	41,82379	-64,99710	2018-08-05	44,05171	-46,99350	28	dans l'eau	sain	-
1902	120	F	2019-08-15	42,86483	-62,47483	2019-09-12	43,39959	-57,73531	28	dans l'eau	blessé	-
1904	175	M	2017-09-24	42,87898	-62,48003	2017-10-22	40,12384	-72,50217	28	dans l'eau	sain	-
1906	95	F	2017-09-16	42,26353	-65,14952	2017-10-14	41,57566	-62,53241	28	à bord	sain	-
1907	145	F	2017-09-17	42,43333	-64,82817	2017-10-15	38,70133	-71,22035	28	dans l'eau	sain	-
1908	80	F	2017-09-24	42,82647	-62,20697	2017-10-20	39,49708	-52,36344	26	à bord	sain	-
2295	140	I	2017-09-18	42,51783	-64,59704	2017-10-16	38,38792	-70,78753	28	dans l'eau	sain	-
2296	85	F	2017-09-20	42,80170	-63,89002	2017-10-18	40,29036	-68,92819	28	à bord	sain	-
2297	145	M	2017-09-23	43,00152	-62,24893	-	-	-	-	dans l'eau	sain	ND
2299	102	M	2017-09-25	42,86597	-62,22225	-	-	-	-	à bord	moribond	ND
2301	96	F	2017-09-22	42,95477	-62,42352	2017-10-07	42,67218	-61,65444	15	à bord	sain	-
2304	131	M	2017-09-16	42,35193	-64,91108	-	-	-	-	à bord	blessé	ND
2400	105	F	2018-07-16	42,99650	-68,80067	-	-	-	-	à bord	sain	ND
2405	137	F	2018-09-14	43,98583	-58,87217	2018-10-12	41,63615	-65,55949	28	à bord	sain	-
2419	140	M	2018-09-17	43,64600	-59,60350	-	-	-	-	à bord	sain	ND
2423	93	F	2018-09-12	43,98983	-58,66267	2018-09-16	43,959930	-58,66783	4	à bord	blessé	-

Tableau 4. Données de tâche 1 représentant les débarquements annuels et les rejets morts (tonnes métriques) déclarées à la CICTA. Données de la CICTA, 2020.

Année	Canada	Japon	États-Unis	Union européenne	Maroc	Mexique	Autres pays	Total
1994	0	214	574	2 813	0	0	58	3 659
1995	111	592	1 658	2 866	0	10	69	5 306
1996	67	790	400	3 985	0	0	64	5 306
1997	110	258	345	2 770	0	0	51	3 534
1998	69	892	296	2 530	0	0	58	3 845
1999	70	120	198	2 380	0	0	90	2 858
2000	78	138	414	1 882	0	10	65	2 587
2001	69	105	350	2 064	0	16	73	2 677
2002	78	438	372	2 463	0	0	75	3 426
2003	73	267	106	3 318	147	10	66	3 987
2004	80	572	477	2 562	169	6	134	4 000
2005	91	0	422	2 860	215	9	98	3 695
2006	71	0	353	2 869	220	5	56	3 574
2007	72	82	319	3 354	151	8	172	4 158
2008	43	131	296	2 929	283	6	112	3 800
2009	53	98	314	3 415	476	7	178	4 541
2010	41	116	350	3 525	636	8	106	4 782
2011	37	53	332	2 712	420	8	158	3 720
2012	29	56	371	3 331	406	8	236	4 437
2013	35	33	363	2 329	667	4	172	3 603
2014	55	69	961	1 701	624	4	53	3 467
2015	85	45	572	1 585	947	4	43	3 281
2016	82	74	271	1 840	1 050	3	36	3 356
2017	109	89	302	2 061	450	5	103	3 119
2018	53	20	165	1 437	594	2	102	2 373
2019*	63	4	57	1 156	501	2	80	1 863

*10 pays sur 27 n'ont pas déclaré de données pour 2019; les captures de ces pays seraient très faibles

Tableau 5. Débarquements (t) de requin-taupe bleu par région, extraits de la base de données du fichier informatisé sur les échanges entre les zones ZIFF (ZIFF). Une nuance de gris a été ajoutée pour faciliter l'interprétation. « Autres » comprennent le filet-trappe et divers engins fixes (1994 et 1995), le panier (2002) et la trappe (2013).

Année	Région	Ligne traînante, pêche à la ligne et ligne à main	Chalut à panneaux	Filets maillants	Harpon	Palangres benthiques et pélagiques	Senne	Autre	Total régional	Total annuel
1994	Golfe	0	0	0	0	0	0	0	0	142,4
1994	Maritimes	2,324	1,654	9,523	0	117,603	0,075	0,051	131,23	-
1994	Terre-Neuve	0	0	4,53	0	6,461	0	0	10,991	-
1994	Québec	0,225	0	0	0	0	0	0	0,225	-
1995	Golfe	0	0	0	0	0	0	0	0	111,0
1995	Maritimes	0,177	0,677	13,421	0,047	87,968	0,071	0,396	102,757	-
1995	Terre-Neuve	0	0	2,362	0	5,871	0	0	8 233	-
1995	Québec	0	0	0	0	0	0	0	0	-
1996	Golfe	0	0	0	0	0	0	0	0	67,4
1996	Maritimes	0,287	0,978	7,782	0	50,468	0	0	59,515	-
1996	Terre-Neuve	0	0	2,297	0	5,601	0	0	7 898	-
1996	Québec	0	0	0	0	0	0	0	0	-
1997	Golfe	0	0	0	0	0,19	0	0	0,19	109,5
1997	Maritimes	0,266	1,521	9,322	0	90,208	0	0	101,317	-
1997	Terre-Neuve	0	0,07	3,968	0	3,968	0	0	8 006	-
1997	Québec	0	0	0	0	0	0	0	0	-
1998	Golfe	0	0	0	0	0,213	0	0	0,213	70,8
1998	Maritimes	0,205	2,184	7,971	0,561	46,172	0	0	57,093	-
1998	Terre-Neuve	0	0	4,004	0	9,483	0	0	13,487	-
1998	Québec	0	0	0	0	0	0	0	0	-
1999	Golfe	0,039	0	0	0	0,351	0	0	0,39	70,7
1999	Maritimes	0,005	1,757	4,833	0,658	45,775	0	0,109	53,137	-
1999	Terre-Neuve	0,11	0,106	9,157	0	7,759	0	0	17,132	-
1999	Québec	0	0	0	0	0	0	0	0,014	-
2000	Golfe	0	0	0	0	0,059	0	0	0,059	79,1

Année	Région	Ligne traînante, pêche à la ligne et ligne à main	Chalut à panneaux	Filets maillants	Harpon	Palangres benthiques et pélagiques	Senne	Autre	Total régional	Total annuel
2000	Maritimes	0,301	0,42	5,285	0,619	48,157	0	0	54,782	-
2000	Terre-Neuve	0,474	0,142	12,923	0	10,745	0	0	24,284	-
2000	Québec	0	0	0	0	0,017	0	0	0,017	-
2001	Golfe	0	0	0	0	0,029	0,064	0	0,093	69,5
2001	Maritimes	0,543	0,205	5 168	0	51,044	0	0	56,96	-
2001	Terre-Neuve	0	0,077	3,478	0	8,613	0	0	12,168	-
2001	Québec	0,088	0	0,151	0	0,043	0,04	0	0,322	-
2002	Golfe	0	0	0,261	0	0,775	0,097	0	1 133	79,1
2002	Maritimes	0,517	0,798	9,77	1,077	54,271	0	0	66,433	-
2002	Terre-Neuve	0,063	0	4,153	0	6 958	0	0,166	11,34	-
2002	Québec	0	0	0,092	0	0,075	0,026	0	0,193	-
2003	Golfe	0	0	0	0	0,041	0	0	0,041	60,0
2003	Maritimes	0,344	0,471	6,12	1,253	44,908	0	0	53,096	-
2003	Terre-Neuve	0	0,02	1,08	0	5,651	0,07	0	6 821	-
2003	Québec	0	0	0	0	0,031	0	0	0,031	-
2004	Golfe	0	0	0	0	0,17	0	0	0,17	81,9
2004	Maritimes	0,286	0,122	6,828	0,858	62,115	0	0	70,209	-
2004	Terre-Neuve	0	0	3,54	0	7,86	0	0	11,526	-
2004	Québec	0	0	0	0	0	0	0	0	-
2005	Golfe	0,099	0	0	0	0,257	0	0	0,356	95,8
2005	Maritimes	0,469	0,941	11,91	0,875	71,309	0	0	85,504	-
2005	Terre-Neuve	0	0,141	4,517	0	5,309	0	0	9 967	-
2005	Québec	0	0	0	0	0	0	0	0	-
2006	Golfe	0,09	0	0	0	0,211	0	0	0,301	71,3
2006	Maritimes	0,104	0,305	4,994	0,464	61,5	0	0	67,367	-
2006	Terre-Neuve	0	0	1,153	0	2,445	0	0	3 598	-
2006	Québec	0	0	0	0	0	0	0	0	-

Année	Région	Ligne traînante, pêche à la ligne et ligne à main	Chalut à panneaux	Filets maillants	Harpon	Palangres benthiques et pélagiques	Senne	Autre	Total régional	Total annuel
2007	Golfe	0,166	0	0	0	0,544	0	0	0,71	72,5
2007	Maritimes	0,02	0,833	6,011	0,591	61,296	0	0	68,751	-
2007	Terre-Neuve	0,031	0	1,008	0	1,92	0	0	2 959	-
2007	Québec	0	0	0	0	0,055	0	0	0,055	-
2008	Golfe	0	0	0	0	0,023	0	0	0,023	45,9
2008	Maritimes	1,293	0,693	2,345	0,041	39,273	0	0	43,645	-
2008	Terre-Neuve	0	0	0,129	0	2,021	0	0	2,15	-
2008	Québec	0	0	0	0	0,052	0	0	0,052	-
2009	Golfe	0	0	0	0	0,249	0	0	0,249	53,2
2009	Maritimes	0	0,232	1,669	0	46,636	0	0	48,537	-
2009	Terre-Neuve	0	0	0,909	0	3,456	0	0	4 365	-
2009	Québec	0	0	0	0	0	0	0	0	-
2010	Golfe	0	0	0,164	0	0,173	0	0	0,337	41,1
2010	Maritimes	0,304	0,09	0,467	0	36,979	0	0	37,84	-
2010	Terre-Neuve	0	0	1,484	0	1 472	0	0	2 956	-
2010	Québec	0	0	0	0	0	0	0	0	-
2011	Golfe	0	0	0	0	0,208	0,058	0	0,266	37,7
2011	Maritimes	0,141	0	0,141	0,011	35,599	0	0	35,892	-
2011	Terre-Neuve	0	0	0	0	1,348	0	0	1 348	-
2011	Québec	0	0	0	0	0,174	0	0	0,174	-
2012	Golfe	0	0	0	0	0,116	0	0	0,116	29,7
2012	Maritimes	0	0,502	0,214	0	28,412	0	0	29,128	-
2012	Terre-Neuve	0	0	0,378	0	0	0	0	0,378	-
2012	Québec	0	0,077	0	0	0	0	0	0,077	-
2013	Golfe	0	0	0	0	0,113	0	0	0,113	35,7
2013	Maritimes	0	0	0,367	0,316	34,412	0	0,442	35,537	-
2013	Terre-Neuve	0	0	0	0	0	0	0	0	-

Année	Région	Ligne traînante, pêche à la ligne et ligne à main	Chalut à panneaux	Filets maillants	Harpon	Palangres benthiques et pélagiques	Senne	Autre	Total régional	Total annuel
2013	Québec	0	0	0	0	0,057	0	0	0,057	-
2014	Golfe	0	0	0	0	0	0	0	0	54,9
2014	Maritimes	0,057	0	1,459	0	53,176	0	0	54,692	-
2014	Terre-Neuve	0	0	0	0	0,05	0	0	0,05	-
2014	Québec	0	0	0	0	0,112	0	0	0,112	-
2015	Golfe	0	0	0	0	0,009	0	0	0,009	84,6
2015	Maritimes	0	0,334	0,012	0,042	84,101	0	0	84,489	-
2015	Terre-Neuve	0	0	0,109	0	0	0	0	0,109	-
2015	Québec	0	0	0	0	0	0	0	0	-
2016	Golfe	0	0	0	0	0	0	0	0	82,5
2016	Maritimes	0	0	0,419	0,116	80,056	0	0	80,591	-
2016	Terre-Neuve	0,027	0	0,015	0	1,837	0	0	1,879	-
2016	Québec	0	0	0	0	0,05	0	0	0,05	-
2017	Golfe	0	0	0	0	0,09	0	0	0,09	96,5
2017	Maritimes	0	0,097	0	0,01	88,051	0	0	88,158	-
2017	Terre-Neuve	0	0	0,068	0	8,176	0	0	8,244	-
2017	Québec	0	0	0	0	0	0	0	0	-
2018	Golfe	0	0	0	0	0	0	0	0	48,7
2018	Maritimes	0	0	0,015	0	48,491	0	0	48,506	-
2018	Terre-Neuve	0	0	0	0	0	0	0	0	-
2018	Québec	0	0	0	0	0,204	0	0	0,204	-
2019	Golfe	0	0	0	0	0	0	0	0	53,6
2019	Maritimes	0	0	0,371	0	53,25	0	0	53,621	-
2019	Terre-Neuve	0	0	0	0	0	0	0	0	-
2019	Québec	0	0	0	0	0	0	0	0	-

Tableau 6. Rejets totaux observés (vivants + morts) de requins-taupes bleus en poids (t) provenant des pêches de la région des Maritimes.

Année	Pêches au chalut	Palangre, non précisé	Palangre benthique	Palangre pélagique	Autres pêches	Total
1994	0,27	1,995	0	0	0	2,265
1995	0,07	0,282	0	0	0	0,352
1996	0,85	0,599	0	0	0	1,449
1997	0	0,165	0	0	0	0,165
1998	0	1,42	0	0	0	1,42
1999	0,5	0,7896	0	3,896	0	5,1856
2000	0,02	0,0109	0,009	0,509	0,206	0,7549
2001	0,25	0,014	0	1,299	0,05	1,613
2002	0,568	0,125	0,009	0,673	0,056	1,431
2003	0	0,0095	0,046	0,692	0	0,7475
2004	0,025	0	0,017	0,478	0,39	0,91
2005	0,363	0	0	0,801	0,573	1,737
2006	1,393	0,116	0,01	0,92	0	2,439
2007	7,959	0	0	1,073	0	9,032
2008	0,45	0	0	0,856	0	1,306
2009	0,689	0	1,05	1,251	0	2,99
2010	0,948	0,0545	0,011	1,694	0	2,7075
2011	0,612	0,0909	0,35	1,252	0,225	2,5299
2012	1,391	0,081	0,134	2,928	0	4,534
2013	0,49	0	0,056	0,768	0	1,314
2014	0,495	0,091	0,014	0,795	0	1,395
2015	0,818	0	0,338	0,971	0	2,127
2016	0,726	0,016	0,351	1,262	0,2	2,555
2017	0,859	0	0	0,294	0	1,153
2018	0,61	0	0	2,142	0	2,752
2019	0,193	0	0	0,579	0	0,772

Tableau 7. Nombre de calées ayant mené à la capture d'un requin-taupe bleu (RTB), nombre total de calées observées utilisant ce type d'engin (N), et proportion de calées observées ayant mené à la capture d'un requin-taupe bleu (prop.) pour la palangre et le chalut à panneaux, d'après les données des observateurs en mer dans la région des Maritimes. Tiret (-) = Aucune donnée

Année	Chalut de fond et chalut pélagique			Palangre (non précisé)			Palangre de fond			Palangre pélagique		
	RTB	N	Prop.	RTB	N	Prop.	RTB	N	Prop.	RTB	N	Prop.
1994	9	6 834	0,001	324	1 554	0,209	0	37	0	5	21	0,238
1995	8	8 469	0,001	100	1 212	0,083	2	63	0,032	7	28	0,25
1996	16	11,950	0,001	73	2 081	0,035	-	-	-	-	-	-
1997	2	8 174	> 0,001	123	1 802	0,068	-	-	-	-	-	-
1998	1	4 369	> 0,001	107	2 243	0,048	-	-	-	-	-	-
1999	2	4 129	0,001	25	1 891	0,013	0	157	0	81	319	0,254
2000	1	2 906	> 0,001	4	705	0,006	6	1 815	0,003	39	61	0,639
2001	4	2 389	0,002	5	430	0,012	4	1 544	0,003	109	204	0,534
2002	3	2 939	0,001	9	436	0,021	5	1 458	0,003	109	238	0,458
2003	0	1 630	0	1	534	0,002	2	1 787	0,001	33	77	0,429
2004	2	1 747	0,001	6	324	0,019	6	1 848	0,003	26	48	0,542
2005	2	1 905	0,001	2	356	0,006	6	1 245	0,005	34	79	0,43
2006	13	4 363	0,003	3	296	0,01	3	1 333	0,002	46	83	0,554
2007	46	6 842	0,007	0	53	0	5	1 282	0,004	35	76	0,461
2008	7	2 763	0,003	0	53	0	4	2 373	0,002	28	43	0,651
2009	5	1 817	0,003	0	53	0	6	1 886	0,003	50	119	0,42
2010	6	2 956	0,002	1	118	0,009	10	1 877	0,005	50	110	0,455
2011	4	2 950	0,001	1	109	0,009	9	2 258	0,004	67	133	0,504
2012	7	4 015	0,002	1	135	0,007	9	1 988	0,005	86	125	0,688
2013	4	3 732	0,001	0	24	0	2	1 702	0,001	22	58	0,379
2014	3	4 164	0,001	1	74	0,014	1	1 243	0,001	57	100	0,57
2015	7	6 068	0,001	0	73	0	2	1 181	0,002	74	128	0,578
2016	5	6 837	0,001	1	91	0,011	5	1 210	0,004	70	132	0,53
2017	7	4 314	0,002	0	24	0	0	936	0	100	151	0,662
2018	4	5 302	0,001	0	24	0	0	879	0	59	114	0,518
2019	3	3 997	0,001	0	32	0	1	969	0,001	39	104	0,375
Total/moy.	171	117 561	0,002	787	14 727	0,025	88	31 071	0,004	1 226	2 551	0,483

Tableau 8. Nombre de calées ayant mené à la capture d'un requin-taupe bleu (RTB), nombre total de calées observées utilisant ce type d'engin (N), et proportion de calées observées ayant mené à la capture d'un requin-taupe bleu (prop.) pour d'autres types d'engins, d'après les données des observateurs en mer dans la région des Maritimes. Tiret (-) = aucune donnée

Année	Senne coulissante			Calées de filets maillants			Ligne à main			Ligne traînante		
	RTB	N	Prop.	RTB	N	Prop.	RTB	N	Prop.	RTB	N	Prop.
1994	0	5	0	1	67	0,015	0	3	0	0	12	0
1995	0	236	0	-	-	-	-	-	-	1	26	0,039
1996	0	90	0	0	186	0	0	9	0	0	28	0
1997	0	36	0	0	130	0	0	21	0	0	12	0
1998	0	53	0	0	60	0	0	11	0	0	18	0
1999	0	85	0	0	59	0	0	12	0	0	5	0
2000	4	122	0,033	0	52	0	0	41	0	0	53	0
2001	2	105	0,019	0	51	0	0	4	0	0	68	0
2002	0	106	0	1	78	0,013	2	102	0,02	2	150	0,013
2003	0	67	0	0	128	0	0	77	0	0	114	0
2004	5	74	0,068	0	156	0	1	11	0,091	0	28	0
2005	0	24	0	8	349	0,023	0	80	0	0	41	0
2006	0	18	0	0	8	0	0	53	0	0	47	0
2007	0	7	0	0	1	0	0	19	0	0	1	0
2008	0	19	0	5	98	0,051	0	44	0	0	56	0
2009	0	27	0	0	51	0	0	51	0	0	1	0
2010	0	39	0	0	192	0	-	-	-	-	-	-
2011	1	32	0,031	7	96	0,073	0	45	0	0	10	0
2012	0	56	0	0	207	0	0	39	0	0	27	0
2013	0	11	0	0	160	0	0	14	0	-	-	-
2014	0	10	0	0	105	0	0	3	0	-	-	-
2015	0	50	0	0	29	0	0	17	0	0	7	0
2016	5	40	0,125	0	47	0	0	22	0	0	4	0
2017	0	36	0	0	64	0	0	8	0	-	-	-
2018	0	35	0	0	78	0	0	19	0	0	1	0
2019	0	31	0	0	47	0	0	5	0	-	-	-
Total/moy.	17	1 414	0,011	22	2 499	0,007	3	710	0,005	3	709	0,003

Tableau 9. Nombre de calées ayant mené à la capture d'un requin-taube bleu (RTB), nombre total de calées observées utilisant ce type d'engin (N), et proportion de calées observées ayant mené à la capture d'un requin-taube bleu (prop.) pour la palangre et le chalut à panneaux, d'après les données des observateurs en mer dans la région des Maritimes, selon le trimestre de pêche : 1. janvier à mars; 2. avril à juin; 3. juillet à septembre; 4. octobre à décembre. Une nuance de gris a été ajoutée pour faciliter l'interprétation. S.O. = données non disponibles

Année	Tri-mestre	Chalut de fond et chalut pélagique			Palangre (non précisé)			Palangre de fond			Palangre pélagique		
		RTB	N	Prop.	RTB	N	Prop.	RTB	N	Prop.	RTB	N	Prop.
1994	1	2	1 160	0,002	28	200	0,14	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
	2	2	3 410	0,001	1	198	0,005	0	21	0	S.O.	S.O.	S.O.
	3	1	1 415	0,001	118	756	0,156	0	8	0	5	21	0,238
	4	4	849	0,005	177	400	0,443	0	8	0	S.O.	S.O.	S.O.
1995	1	3	1 457	0,002	0	148	0	2	41	0,049	S.O.	S.O.	S.O.
	2	2	5 453	>0,001	33	287	0,115	0	16	0	5	6	0,833
	3	2	1 027	0,002	38	345	0,11	0	6	0	S.O.	S.O.	S.O.
	4	1	532	0,002	29	432	0,067	S.O.	S.O.	S.O.	2	22	0,091
1996	1	13	1 608	0,008	5	394	0,013	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
	2	2	6 989	>0,001	7	54	0,13	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
	3	1	2 843	>0,001	35	1 015	0,035	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
	4	0	510	0	26	618	0,042	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
1997	1	2	1 538	0,001	2	277	0,007	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
	2	0	5 352	0	0	221	0	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
	3	0	866	0	107	976	0,11	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
	4	0	418	0	14	328	0,043	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
1998	1	0	246	0	14	156	0,09	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
	2	0	2 106	0	1	446	0,002	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
	3	0	1 201	0	79	1 208	0,065	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
	4	1	816	0,001	13	433	0,03	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
1999	1	0	869	0	0	129	0	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
	2	2	1 827	0,001	1	336	0,003	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
	3	0	934	0	18	1 259	0,014	0	18	0	S.O.	S.O.	S.O.
	4	0	499	0	6	167	0,036	0	139	0	81	319	0,254
2000	1	0	637	0	0	51	0	0	214	0	S.O.	S.O.	S.O.
	2	1	864	0,001	0	63	0	3	740	0,004	1	1	1
	3	0	1 030	0	3	479	0,006	1	669	0,002	28	36	0,778
	4	0	375	0	1	112	0,009	2	192	0,01	10	24	0,417
2001	1	1	364	0,003	0	3	0	2	225	0,009	S.O.	S.O.	S.O.
	2	0	772	0	0	22	0	1	483	0,002	3	17	0,176
	3	1	766	0,001	4	195	0,021	0	632	0	59	110	0,536
	4	2	487	0,004	1	210	0,005	1	204	0,005	47	77	0,61

Année	Tri-mestre	Chalut de fond et chalut pélagique			Palangre (non précisé)			Palangre de fond			Palangre pélagique		
		RTB	N	Prop.	RTB	N	Prop.	RTB	N	Prop.	RTB	N	Prop.
2002	1	1	777	0,001	0	45	0	1	169	0,006	S.O.	S.O.	S.O.
	2	2	1 134	0,002	0	16	0	3	457	0,007	24	70	0,343
	3	0	829	0	1	180	0,006	1	743	0,001	80	128	0,625
	4	0	199	0	8	195	0,041	0	89	0	5	40	0,125
2003	1	0	341	0	0	13	0	0	249	0	S.O.	S.O.	S.O.
	2	0	673	0	0	21	0	2	600	0,003	2	3	0,667
	3	0	503	0	1	387	0,003	0	665	0	29	47	0,617
	4	0	113	0	0	113	0	0	273	0	2	27	0,074
2004	1	0	334	0	S.O.	S.O.	S.O.	0	58	0	S.O.	S.O.	S.O.
	2	0	594	0	S.O.	S.O.	S.O.	3	550	0,006	2	6	0,333
	3	1	579	0,002	4	232	0,017	2	972	0,002	23	39	0,59
	4	1	240	0,004	2	92	0,022	1	268	0,004	1	3	0,333
2005	1	0	398	0	S.O.	S.O.	S.O.	0	63	0	S.O.	S.O.	S.O.
	2	2	636	0,003	S.O.	S.O.	S.O.	1	417	0,002	7	13	0,539
	3	0	760	0	0	238	0	5	708	0,007	27	62	0,436
	4	0	111	0	2	118	0,017	0	57	0	0	4	0
2006	1	3	516	0,006	S.O.	S.O.	S.O.	0	27	0	S.O.	S.O.	S.O.
	2	5	1 324	0,004	0	19	0	0	531	0	9	10	0,9
	3	1	1 749	0,001	3	232	0,013	2	716	0,003	31	55	0,564
	4	4	774	0,005	0	45	0	1	59	0,017	6	18	0,333
2007	1	8	1 108	0,007	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
	2	11	1 455	0,008	S.O.	S.O.	S.O.	0	37	0	9	10	0,9
	3	27	3 401	0,008	0	41	0	4	1 056	0,004	23	49	0,469
	4	0	878	0	0	12	0	1	189	0,005	3	17	0,177
2008	1	1	882	0,001	S.O.	S.O.	S.O.	0	24	0	S.O.	S.O.	S.O.
	2	4	869	0,005	S.O.	S.O.	S.O.	1	753	0,001	4	4	1
	3	1	665	0,002	0	18	0	1	1 350	0,001	23	36	0,639
	4	1	347	0,003	0	35	0	2	246	0,008	1	3	0,333
2009	1	0	309	0	S.O.	S.O.	S.O.	0	213	0	S.O.	S.O.	S.O.
	2	3	477	0,006	S.O.	S.O.	S.O.	0	479	0	2	10	0,2
	3	1	693	0,001	0	53	0	5	1 083	0,005	45	104	0,433
	4	1	338	0,003	S.O.	S.O.	S.O.	1	111	0,009	3	5	0,6
2010	1	1	510	0,002	S.O.	S.O.	S.O.	0	88	0	S.O.	S.O.	S.O.
	2	2	898	0,002	S.O.	S.O.	S.O.	2	640	0,003	15	24	0,625
	3	4	1 007	0,004	1	114	0,009	7	1 047	0,007	31	61	0,508
	4	0	541	0	0	4	0	1	102	0,01	4	25	0,16
2011	1	0	880	0	S.O.	S.O.	S.O.	0	220	0	S.O.	S.O.	S.O.

Année	Tri-mestre	Chalut de fond et chalut pélagique			Palangre (non précisé)			Palangre de fond			Palangre pélagique		
		RTB	N	Prop.	RTB	N	Prop.	RTB	N	Prop.	RTB	N	Prop.
2012	2	1	469	0,002	S.O.	S.O.	S.O.	1	757	0,001	4	8	0,5
	3	3	1 071	0,003	1	109	0,009	8	1110	0,007	57	101	0,564
	4	0	530	0	S.O.	S.O.	S.O.	0	171	0	6	24	0,25
	1	0	490	0	S.O.	S.O.	S.O.	0	130	0	S.O.	S.O.	S.O.
2013	2	3	882	0,003	S.O.	S.O.	S.O.	6	692	0,009	7	9	0,778
	3	2	1 808	0,001	1	135	0,007	1	946	0,001	70	97	0,722
	4	2	835	0,002	S.O.	S.O.	S.O.	2	220	0,009	9	19	0,474
	1	0	827	0	0	10	0	0	69	0	S.O.	S.O.	S.O.
2014	2	2	724	0,003	S.O.	S.O.	S.O.	1	105	0,01	1	8	0,125
	3	0	1 297	0	0	5	0	1	1 428	0,001	17	36	0,472
	4	2	884	0,002	0	9	0	0	100	0	4	14	0,286
	1	1	940	0,001	S.O.	S.O.	S.O.	0	13	0	S.O.	S.O.	S.O.
2015	2	2	980	0,002	S.O.	S.O.	S.O.	0	324	0	11	21	0,524
	3	0	1 734	0	1	74	0,014	1	850	0,001	41	50	0,82
	4	0	510	0	S.O.	S.O.	S.O.	0	56	0	5	29	0,172
	1	0	681	0	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
2016	2	0	1 349	0	S.O.	S.O.	S.O.	0	565	0	6	12	0,5
	3	0	2 711	0	0	55	0	1	551	0,002	61	84	0,726
	4	7	1 327	0,005	0	18	0	1	65	0,015	7	32	0,219
	1	0	938	0	S.O.	S.O.	S.O.	0	74	0	S.O.	S.O.	S.O.
2017	2	0	1 133	0	S.O.	S.O.	S.O.	3	567	0,005	9	23	0,391
	3	5	3 649	0,001	1	74	0,014	1	466	0,002	57	81	0,704
	4	0	1 117	0	0	17	0	1	103	0,01	4	28	0,143
	1	0	731	0	S.O.	S.O.	S.O.	0	66	0	S.O.	S.O.	S.O.
2018	2	1	1 109	0,001	0	6	0	0	451	0	31	34	0,912
	3	1	1 634	0,001	S.O.	S.O.	S.O.	0	362	0	58	82	0,707
	4	5	840	0,006	0	18	0	0	57	0	11	35	0,314
	1	0	543	0	S.O.	S.O.	S.O.	0	26	0	S.O.	S.O.	S.O.
2019	2	2	1 387	0,001	0	3	0	0	284	0	8	11	0,727
	3	2	2 411	0,001	S.O.	S.O.	S.O.	0	458	0	44	80	0,55
	4	0	961	0	0	21	0	0	111	0	7	23	0,304
	1	0	702	0	0	15	0	0	99	0	S.O.	S.O.	S.O.
2019	2	1	857	0,001	0	17	0	0	464	0	11	19	0,579
	3	1	1 619	0,001	S.O.	S.O.	S.O.	1	352	0,003	27	53	0,509
	4	1	819	0,001	S.O.	S.O.	S.O.	0	54	0	1	32	0,031

Tableau 10. État du requin-taube bleu débarqué lors de pêches à la palangre pélagique, d'après les données des observateurs en mer dans la région des Maritimes. Les valeurs représentent le nombre d'individus.

Année	Inconnu	Vivant	Mort	Total	% mort
2010	2	69	25	96	26,04
2011	3	48	11	62	17,74
2012	0	211	73	284	25,7
2013	0	14	9	23	39,13
2014	0	96	43	139	30,94
2015	0	161	56	217	25,81
2016	5	101	27	133	20,3
2017	11	201	55	267	20,6
2018	1	6	81	88	92,05
2019	0	0	43	43	100

Tableau 11. État des rejets relâchés par les pêches à la palangre pélagique, d'après les données des observateurs en mer dans la région des Maritimes. Les valeurs représentent le nombre d'individus.

Année	Inconnu	Sain	Blessé	Mort	Total	% mort	% blessé
2010	5	64	13	19	101	18,81	12,87
2011	1	56	8	18	83	21,69	9,64
2012	2	102	86	89	279	31,9	30,82
2013	0	28	8	5	41	12,2	19,51
2014	0	31	10	13	54	24,07	18,52
2015	3	59	8	16	86	18,6	9,3
2016	0	48	5	8	61	13,11	8,2
2017	1	21	0	6	28	21,43	0
2018	0	72	4	8	84	9,52	4,76
2019	0	19	0	0	19	0	0

Tableau 12. Nombre total combiné et pourcentage d'individus morts à bord provenant de palangres pélagiques, d'après les données des observateurs en mer dans la région des Maritimes. Les valeurs représentent le nombre d'individus.

Année	Mort	Total	Mortalité par capture à l'hameçon (%)
2010	44	197	22,34
2011	29	145	20,00
2012	162	563	28,77
2013	14	64	21,88
2014	56	193	29,02
2015	72	303	23,76
2016	35	194	18,04
2017	61	295	20,68
2018	89	172	51,74
2019	43	62	69,35

Tableau 13. Nombre de débarquements de requins-taupes bleus par année lors de tournois de pêche récréative en Nouvelle-Écosse.

Année	Captures
1994	0
1995	0
1996	1
1997	0
1998	0
1999	0
2000	3
2001	0
2002	4
2003	3
2004	6
2005	2
2006	5
2007	3
2008	0
2009	3
2010	3
2011	2
2012	5
2013	2
2014	3
2015	2
2016	3
2017	2
2018	0
2019	0
Total	52

Tableau 14. Évaluation de la menace que représentent les pêches internationales par rapport aux pêches canadiennes. Le classement attribué à la certitude causale (p. ex., (1) = très élevé) est donné dans MPO 2014. Le classement de la certitude causale est combiné à la fréquence, à l'ampleur et au niveau d'impact de la menace pour déterminer la valeur globale.

Activité	Probabilité de réalisation	Niveau d'impact	Certitude causale	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Ampleur de la menace	Risque global
2.9.3 Pêches internationales	Connue	Extrême	Très élevée (1)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Généralisée	Élevé (1)
Pêches canadiennes	Connue	Faible	Très élevée (1)	Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Vaste	Faible (1)

Tableau 15. Évaluation de la menace liée aux pêches canadiennes. Le classement attribué à la certitude causale (p. ex., (1) = très élevé) est donné dans MPO 2014. Le classement de la certitude causale est combiné à la fréquence, à l'ampleur et au niveau d'impact de la menace pour déterminer le risque global.

Région	Activité	Probabilité de réalisation	Niveau d'impact	Certitude causale	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace	Risque global
Maritimes	Palangre pélagique	Connue (100 %)	Faible	Très élevée (1)	Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Vaste	Faible (1)
	Chalut à panneaux	Connue (100 %)	Très faible	Très élevée (1)	Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Étroite	Très faible (1)
	Palangre de fond	Probable (80 %)	Très faible	Très élevée (1)	Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Étroite	Très faible (1)
	Senne coulissante	Très peu probable (20 %)	Négligeable	Très élevée (1)	Passée, actuelle et anticipée	Unique	Limitée	Négligeable (1)
	Filet maillant fixe	Très peu probable (20 %)	Négligeable	Très élevée (1)	Passée, actuelle et anticipée	Unique	Limitée	Négligeable (1)
	Ligne à main	Inconnu (0 % actuellement)	Négligeable	Très élevée (1)	Passée	Unique	Limitée	Négligeable (1)
	Ligne traînante	Inconnu (0 % actuellement)	Négligeable	Très élevée (1)	Passée	Unique	Limitée	Négligeable (1)
Terre-Neuve			Très faible	Très élevée (1)	Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Étroite	Très faible (1)
Golfe			Négligeable	Très élevée (1)	Passée, actuelle et anticipée	Unique	Limitée	Négligeable (1)
Québec			Négligeable	Très élevée (1)	Passée, actuelle et anticipée	Unique	Limitée	Négligeable (1)

Tableau 16. Probabilité que $FSR > FSR_{RMD}$ à différents taux de captures (TAC) provenant des projections de population du modèle d'évaluation structuré par âge. Reproduit de l'évaluation 2019 de la CICTA (Anon 2020).

TAC (t)	2019	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050	2055	2060	2065	2070
0	46	42	24	14	11	33	53	60	63	67	72	81
100	46	42	24	13	10	29	49	56	59	61	66	73
200	46	42	24	13	9	26	47	54	55	57	61	66
300	46	42	24	12	9	22	42	50	52	53	56	60
400	46	42	24	12	8	19	39	47	49	50	52	55
500*	46	42	24	12	7	17	34	42	45	47	49	52
600	46	42	24	12	7	14	28	37	40	41	43	47
700	46	42	24	11	6	11	23	31	34	35	37	41
800	46	42	23	11	6	10	19	26	27	28	30	32
900	46	42	23	11	5	8	16	20	21	21	23	24
1 000	46	42	23	11	5	7	12	16	16	15	15	17
1 100	46	42	23	10	5	6	10	12	12	11	10	10

Tableau 17. Processus en plusieurs étapes d'utilisation de la hiérarchie des mesures d'atténuation pour la prise de décisions de gestion fondées sur des données scientifiques concernant les requins. Reproduit de Booth et al. (2020).

Étape de l'évaluation	Questions clés/considérations
1. Définir le problème	
1.1 Comprendre la pêche	Empreinte de la pêche, type de marché, espèces cibles, ciblage des requins
1.2 Définir les espèces préoccupantes pour la gestion	Espèce, groupe taxonomique ou complexe d'espèces
1.3 Évaluer les risques	
1.3.1. Biologique (espèce)	Taille, fécondité, points de référence biologiques, risque d'extinction
1.3.2. Technique (pêche)	Possibilité de rencontre, capturabilité et survie des espèces dans les pêches
1.3.3. Socio-économique (contexte)	Utilisations et valeur des requins, marchés cibles
1.3.4. Contraintes (contexte)	Budget pour la surveillance, l'application et la mise en œuvre. Limites sociétales des dommages acceptables pour les espèces ou des coûts pour la population
1.4. Établir des objectifs et des cibles quantitatives	
1.4.1. But	Changement souhaité dans la biodiversité (p. ex., aucune perte nette, gain net, rétablissement de la population, réduction de la mortalité, stabilité de la population, durabilité de la pêche).
1.4.2. Cible	Cible quantitative qui rend l'objectif opérationnel
1.4.3. Mesure	Unités de mesure des gains et des pertes de biodiversité pour évaluer les progrès (p. ex., croissance de la population, mortalité totale, nombre d'individus).
1.4.4. Données de base	Point de référence par rapport auquel les progrès sont évalués.
1.4.5. Raisonnement contre-factuel	Évolution prévue de la mesure dans le scénario du statu quo.
2. Explorer les mesures de gestion	Quelles sont les options de gestion envisageables pour atteindre la cible à chaque étape? Quelles sont les données dont on dispose pour estimer leur impact sur la cible? Quelles sont les incertitudes?
2.1. Éviter	Options pour éviter les interactions (c.-à-d. réduire EX)
2.2. Réduire au minimum	Options pour réduire au minimum la capture, si EX est présent (c.-à-d. réduire CPUEx)
2.3. Remédier	Options pour réduire au minimum la mortalité, si les requins sont capturés (c.-à-d. réduire le MPUEx).
2.4. Compenser	Options pour compenser la mortalité résiduelle (c.-à-d. augmenter CX)
3. Évaluer l'efficacité hypothétique des mesures de gestion	
3.1. Évaluation technique	À quel point les mesures de gestion pourraient-elles réduire les risques pour l'espèce, en fonction des facteurs biophysiques et opérationnels?
3.2. Évaluation de faisabilité	À quel point les mesures de gestion pourraient-elles être mises en œuvre de manière faisable, en fonction des coûts, des avantages, du contexte social et des ressources pour la mise en œuvre? Existe-t-il des mesures incitatives pour combler les lacunes?
4. Prendre une décision de gestion	Quelle combinaison de mesures et d'instruments est susceptible d'avoir le plus grand impact?
5. Mettre en œuvre, surveiller et adapter	Mettre en œuvre des mesures et encourager leur application. Surveiller la progression vers la cible. Gestion adaptée

FIGURES

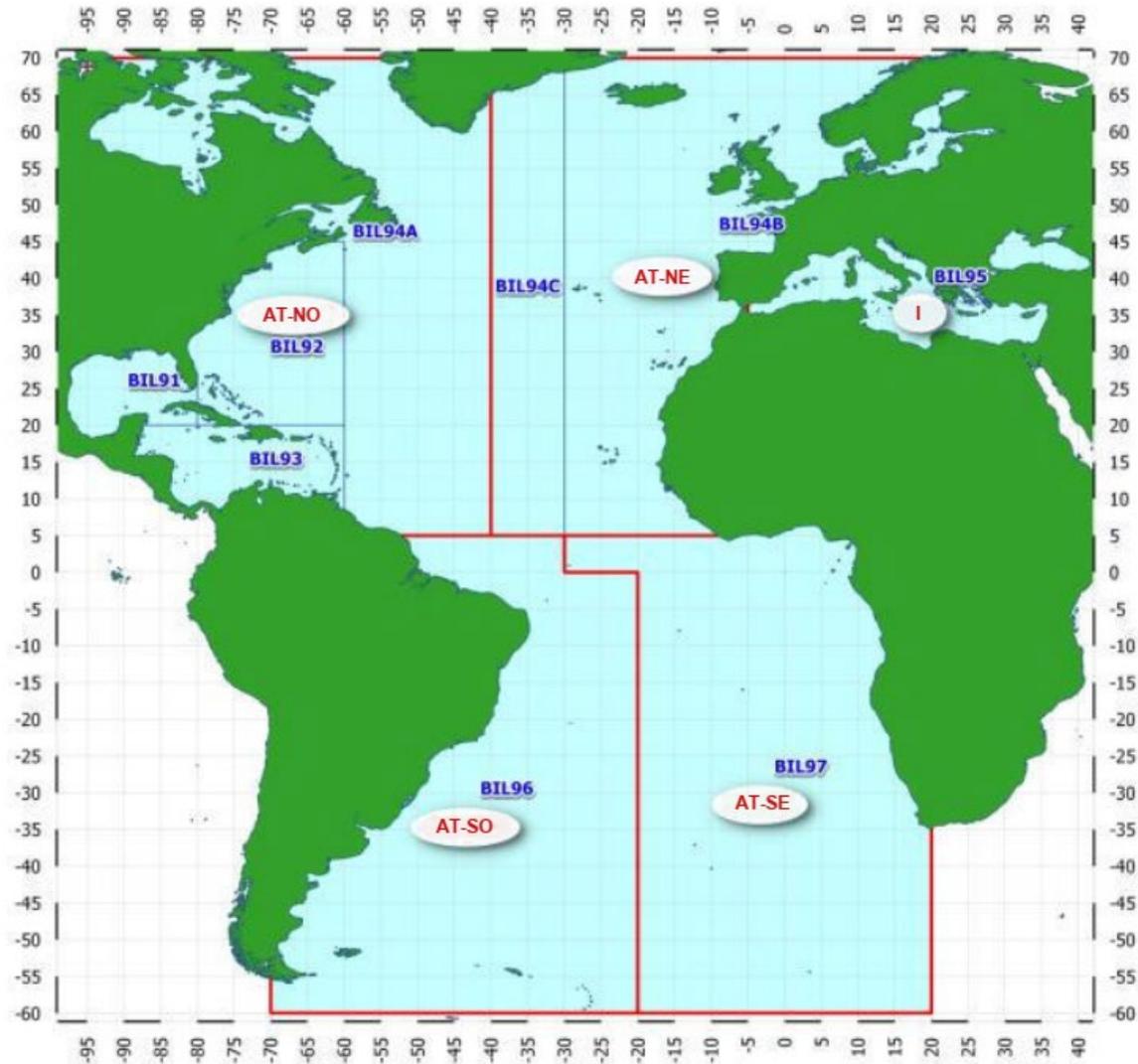


Figure 1. Zones d'échantillonnage de la CICTA pour les espèces de grands poissons pélagiques, y compris le requin-taube bleu. La combinaison AT-NW et AT-NE (BIL91, BIL92, BIL93 et BIL94A-C) est considérée comme représentant l'Atlantique Nord.

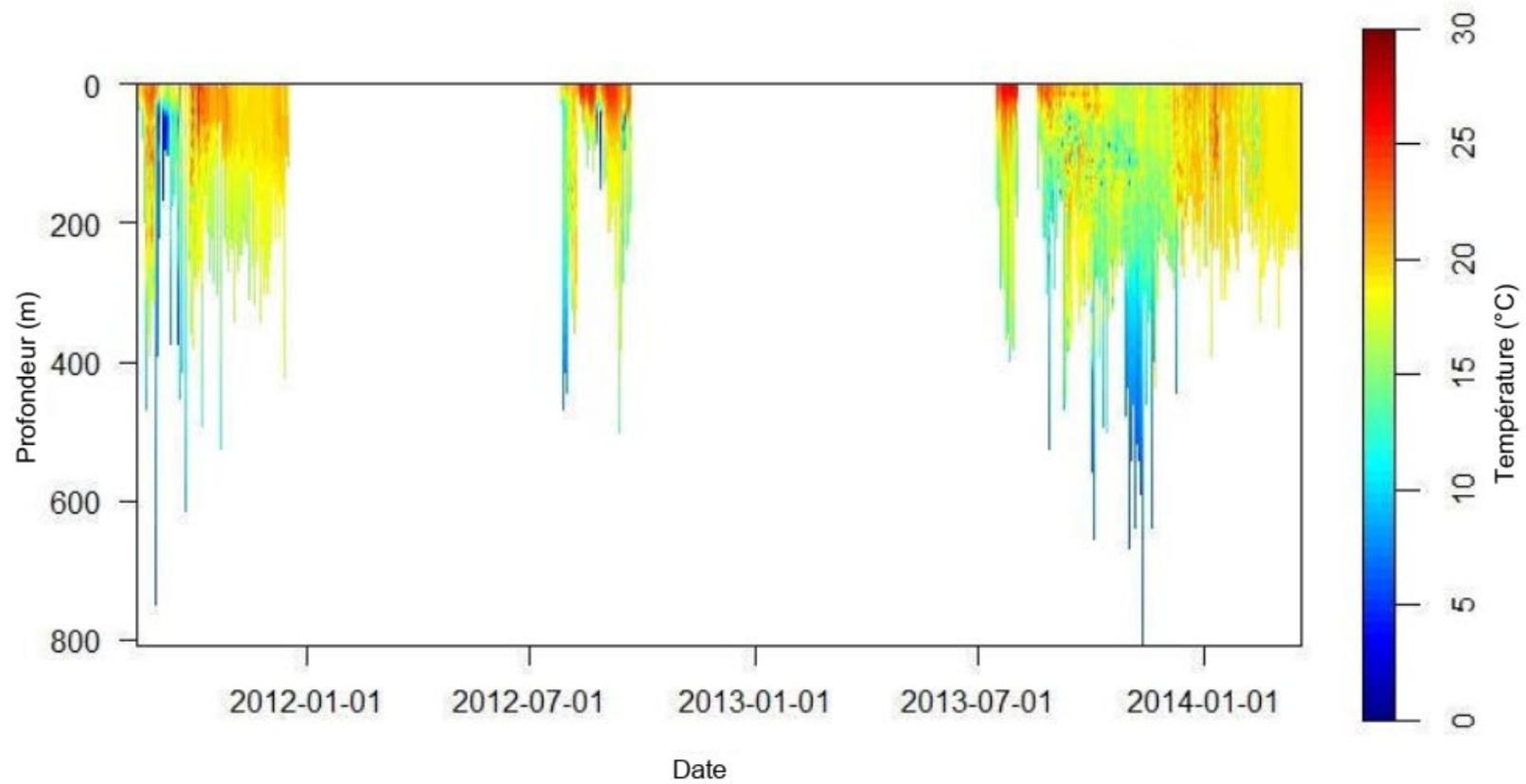


Figure 2. Profils de température interpolés et profondeurs de plongée de 16 requins-taupes bleus marqués avec des étiquettes satellites d'archivage. Les espaces vides représentent les périodes où aucun individu n'a été marqué.

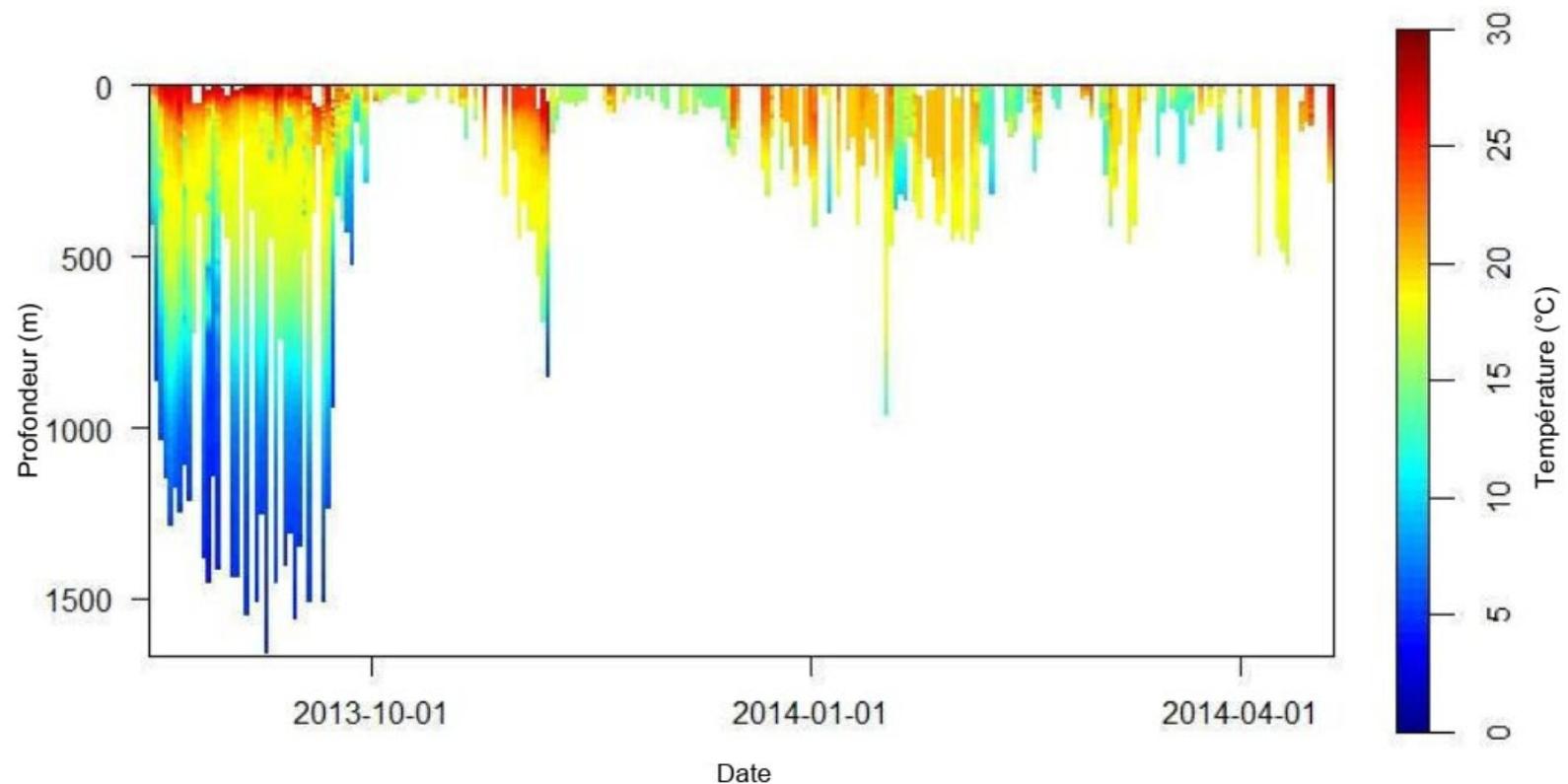


Figure 3. Profils de température interpolés et profondeurs de plongée de 2 requins-taupes bleus marqués avec des étiquettes satellites d'archivage, qui présentent un comportement de plongée à des profondeurs maximales supérieures à celles précédemment observées pour cette espèce.

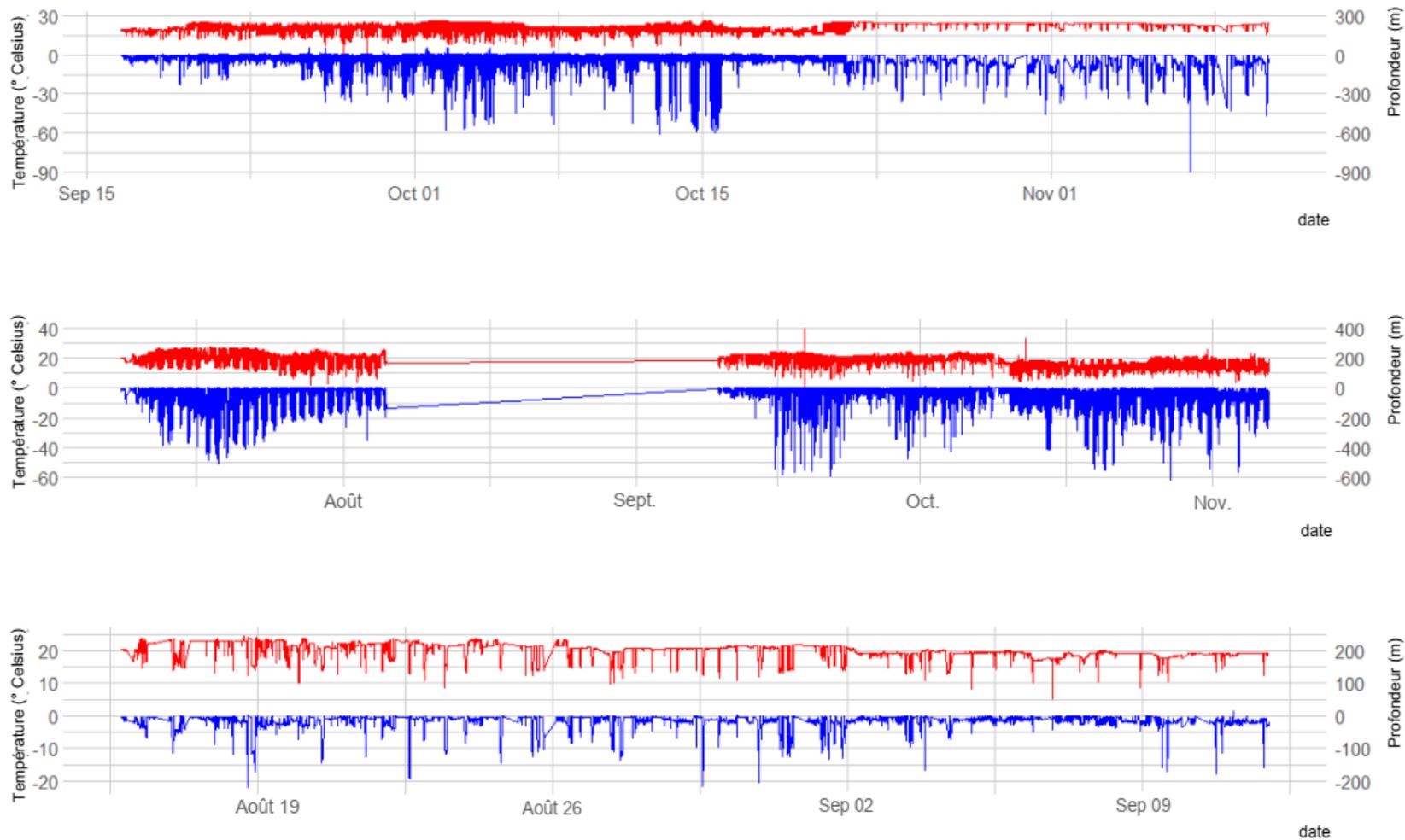


Figure 4. Profondeur de plongée en mètres (lignes bleues) et profils de température en degrés Celsius (lignes rouges) de requins-taupes bleus marqués avec des étiquettes de survie Lotek en 2017 (partie supérieure), 2018 (partie centrale) et 2019 (partie inférieure). Notez que les données sont recueillies à des intervalles de 5 minutes pendant une période maximale de 28 jours pour ce type d'étiquette.

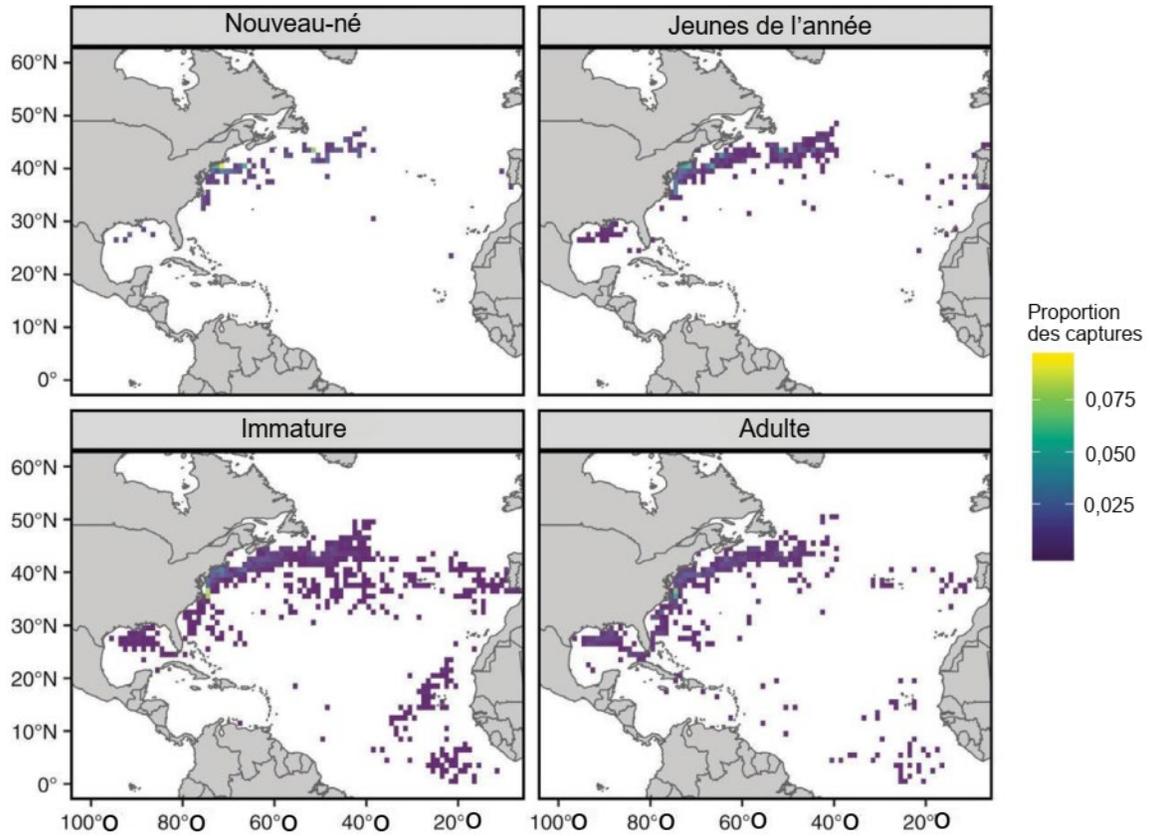


Figure 5. Cartes illustrant la répartition des requins-taupes bleus (*Isurus oxyrinchus*) mâles capturés dans l'ouest de l'océan Atlantique Nord entre 1962 et 2018, par état de maturité. Les données sont présentées en tant que proportion capturée dans des carrés de 1°. JA = Jeune de l'année. Figure et légende tirées de Natanson et al. 2020. Se référer à la publication pour la figure équivalente chez les femelles.

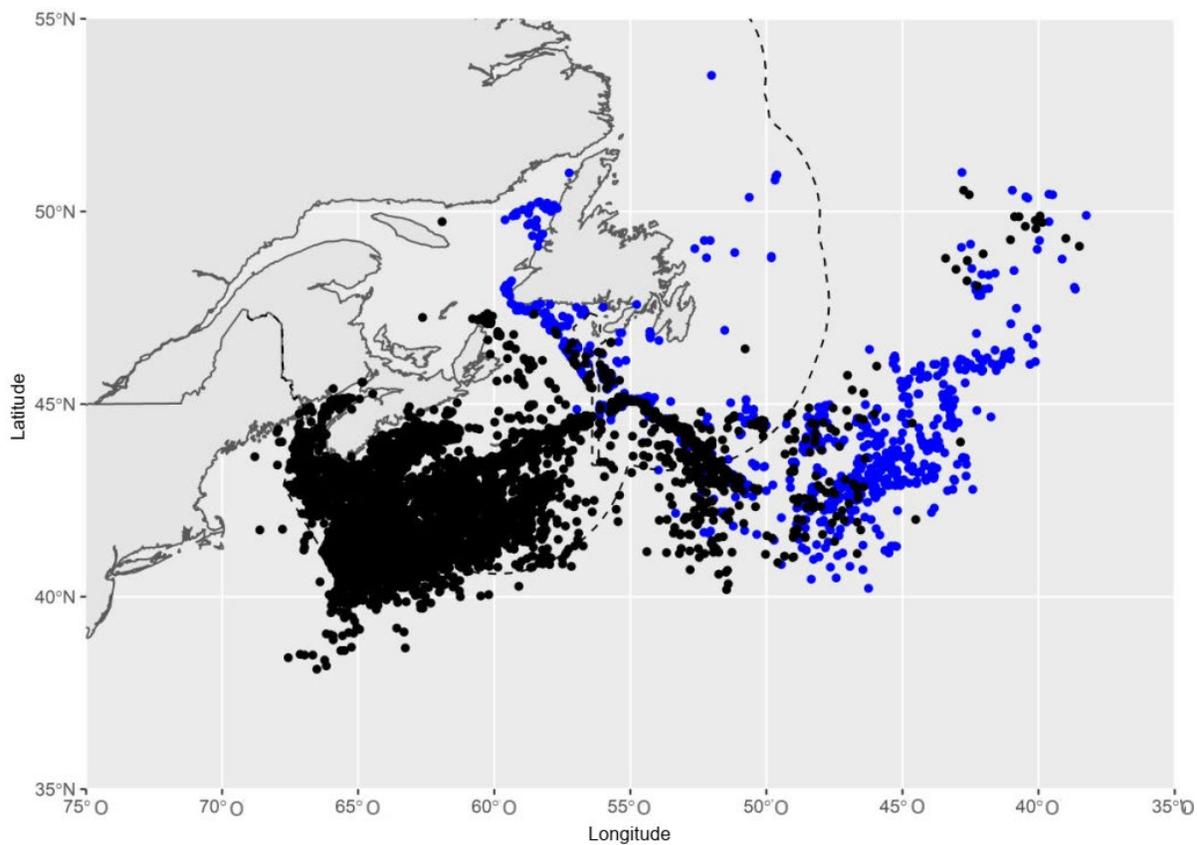


Figure 6. Captures de requins-taupes bleus enregistrées dans les journaux de bord par les pêches de la région des Maritimes (points noirs) et de la région de Terre-Neuve (points bleus) de 2001 à 2019.

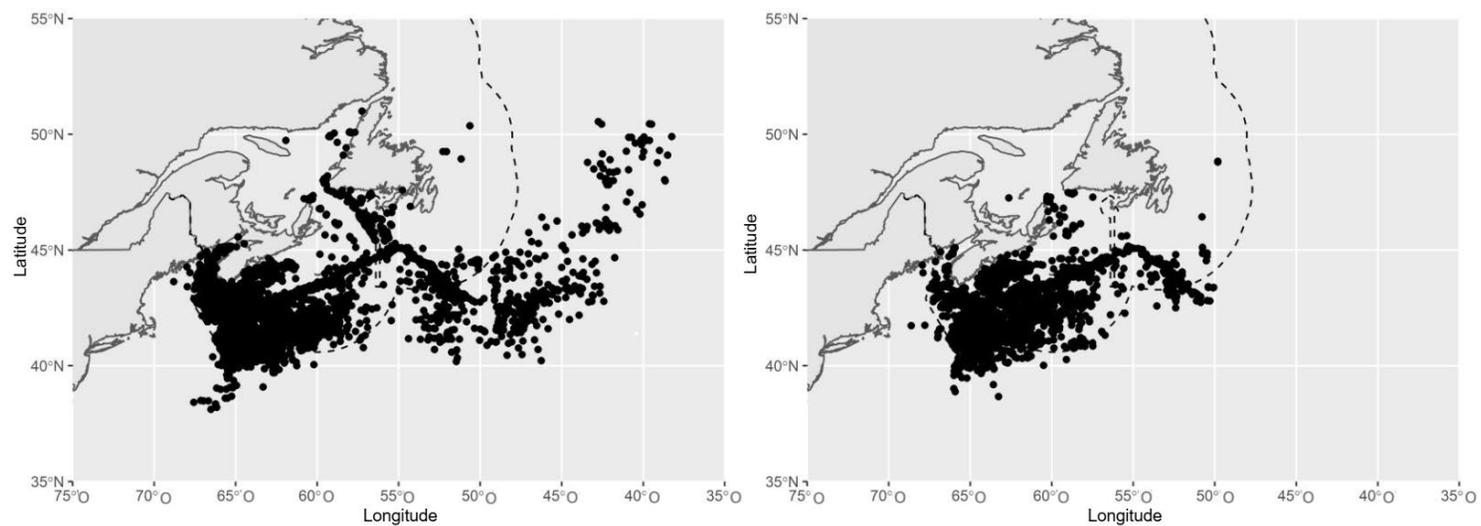


Figure 7. Captures de requins-taupes bleus enregistrées dans les journaux de bord par les pêches de la région des Maritimes et de Terre-Neuve, classées par décennie : 2001 à 2009 (partie gauche) et 2010 à 2019 (partie droite).

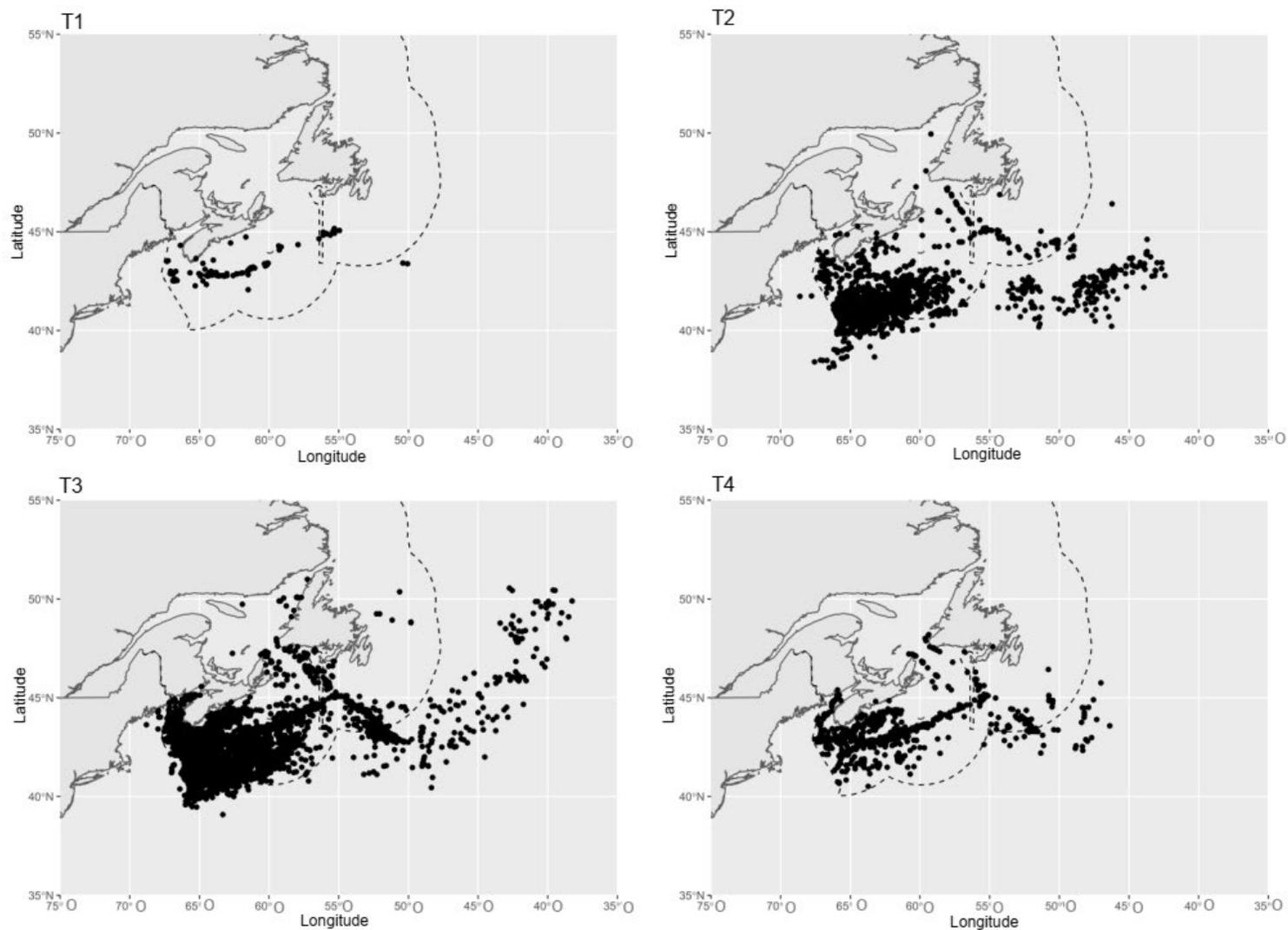


Figure 8. Captures de requins-taupes bleus consignées dans les journaux de bord par les pêches de la région des Maritimes et de Terre-Neuve pendant la période 2001-2019, classées par trimestre de pêche : 1. janvier à mars; 2. avril à juin; 3. juillet à septembre; et 4. octobre à décembre.

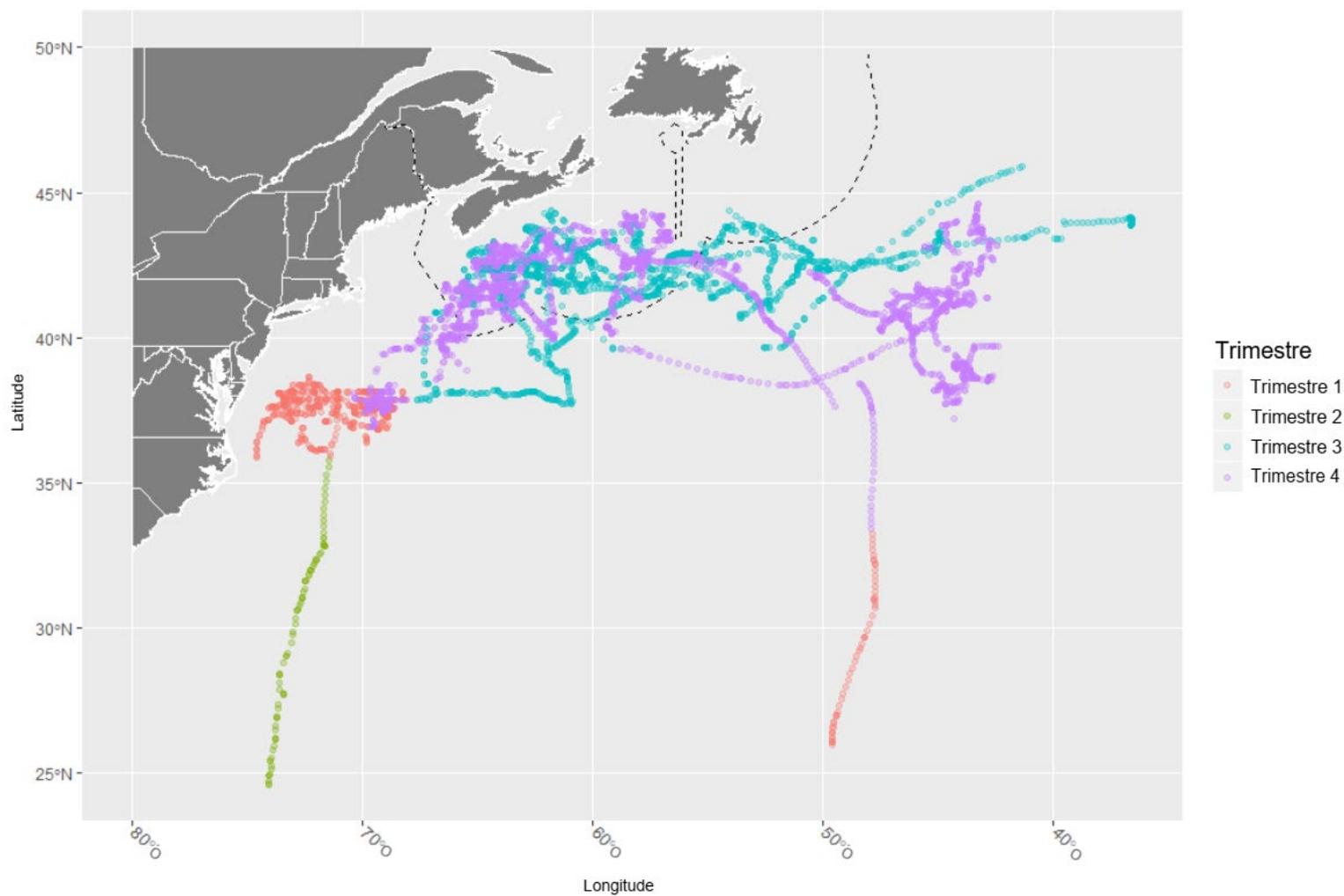


Figure 9. Repérage satellite de requins-taupes bleus marqués dans le nord-ouest de l'océan Atlantique, les positions étant classées par trimestre de pêche : 1. janvier à mars; 2. avril à juin; 3. juillet à septembre; et 4. octobre à décembre.

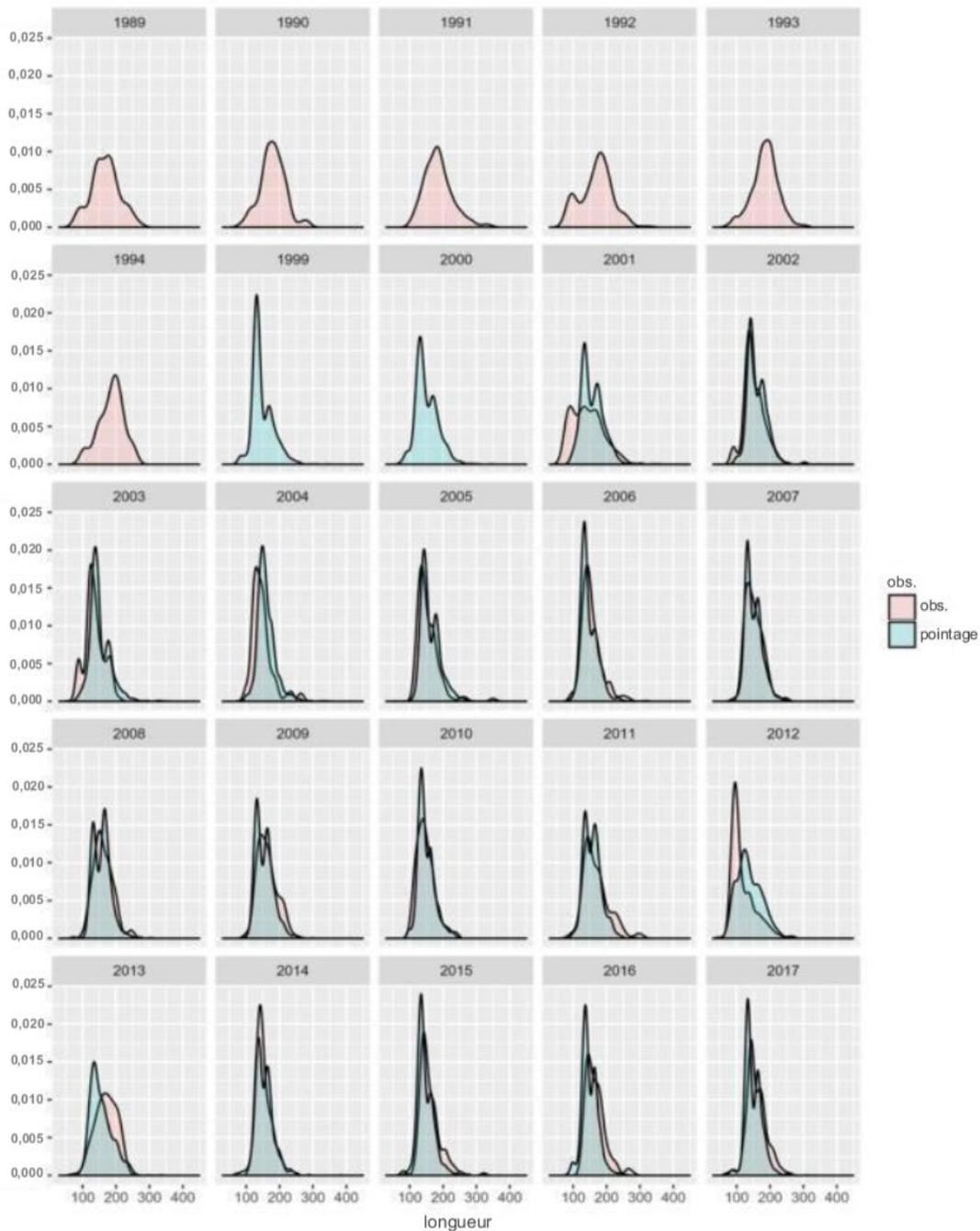


Figure 10. Fréquence de longueur des captures de requins-taupes bleus (mâles et femelles confondus) d'après les données des observateurs en mer des Maritimes (observations : débarquements et rejets) et les données de surveillance à quai (relevés : débarquements) dans la pêche à la palangre pélagique. Initialement soumis à la CICTA, et les données observées propres à chaque sexe ont été utilisées dans l'évaluation de 2017 (Anon 2018).

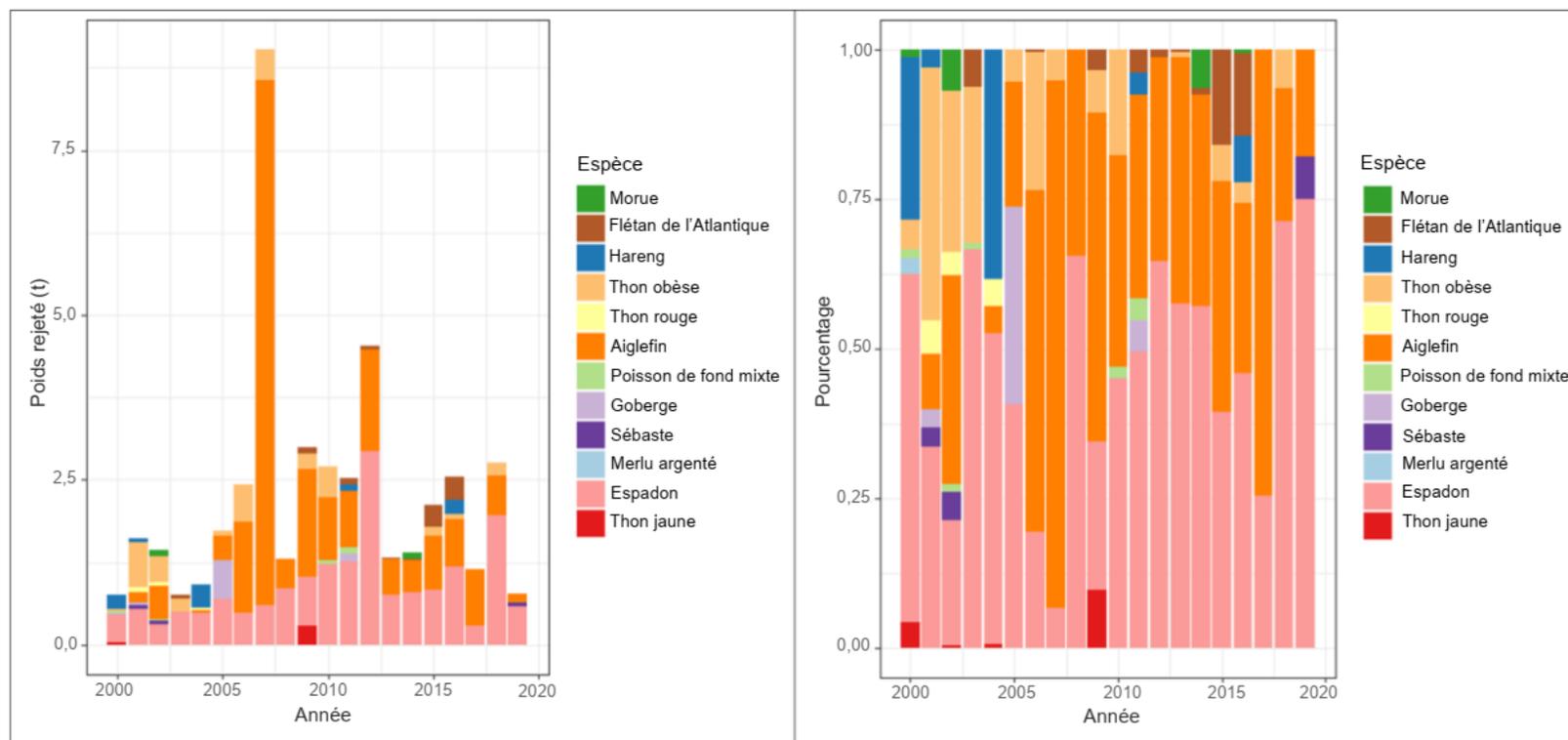


Figure 11. Les rejets de requins-taupes bleus enregistrés par les observateurs en mer dans la région des Maritimes (Div. 4VWX5YZ) de 2000 à 2019, selon l'espèce ciblée.

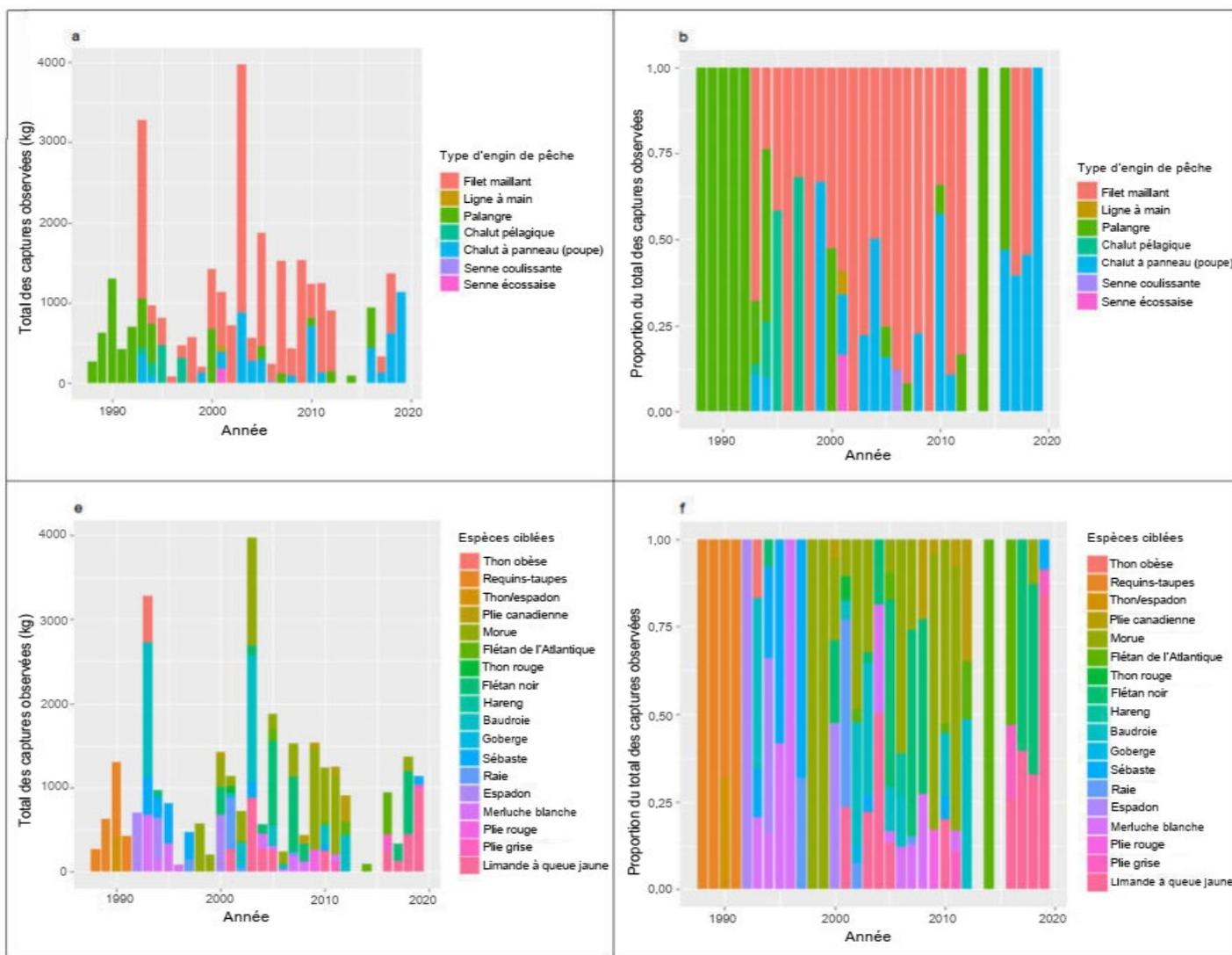


Figure 12. Captures (débarquements + rejets) de requins-taupes bleus enregistrées par les observateurs en mer dans la région de Terre-Neuve (divisions 3KLMNOP4R) par type d'engin et par espèce ciblée, de 1988 à 2019.

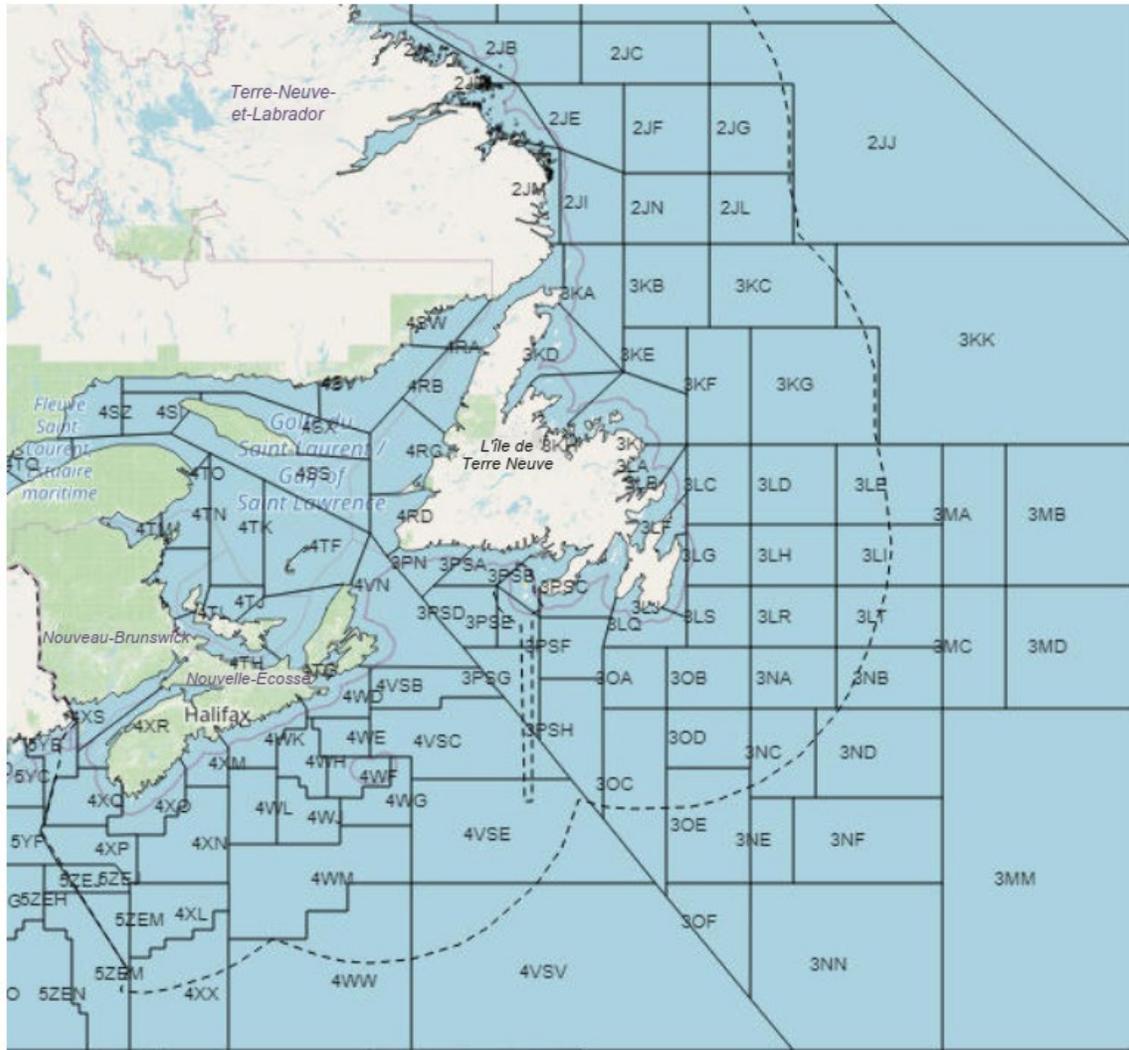


Figure 13. Divisions et sous-divisions de l'OPANO mentionnées dans le présent document.

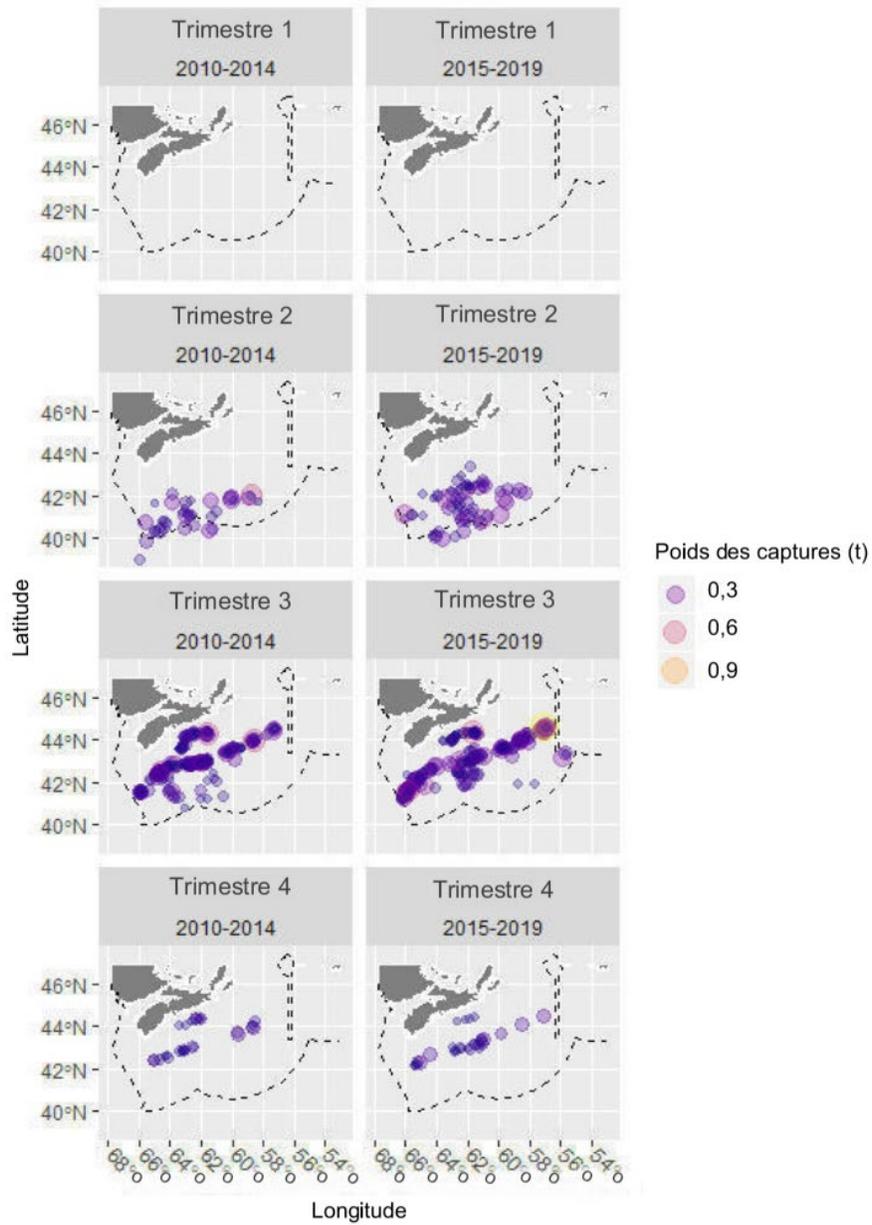


Figure 14. Poids des captures (kg) de requins-taupes bleus conservés et rejetés par les palangriers pélagiques, selon les données des observateurs en mer de la région des Maritimes, classées par période : de 2010 à 2014 (partie gauche) et de 2015 à 2019 (partie droite) et par trimestre de pêche.

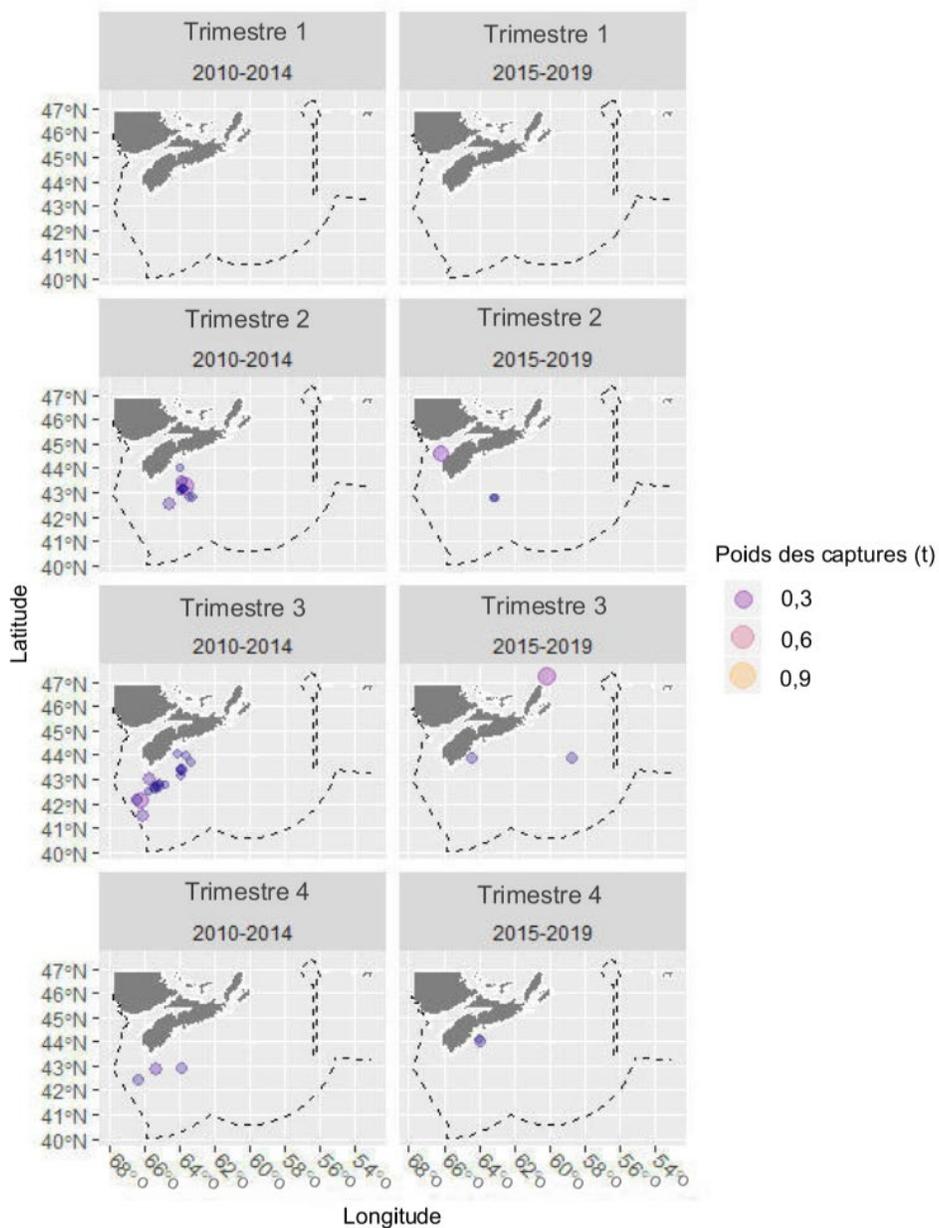


Figure 15. Poids des captures (kg) de requins-taupes bleus conservés et rejetés par les palangriers benthiques, selon les données des observateurs en mer de la région des Maritimes, classées par période : de 2010 à 2014 (partie gauche) et de 2015 à 2019 (partie droite) et par trimestre de pêche.

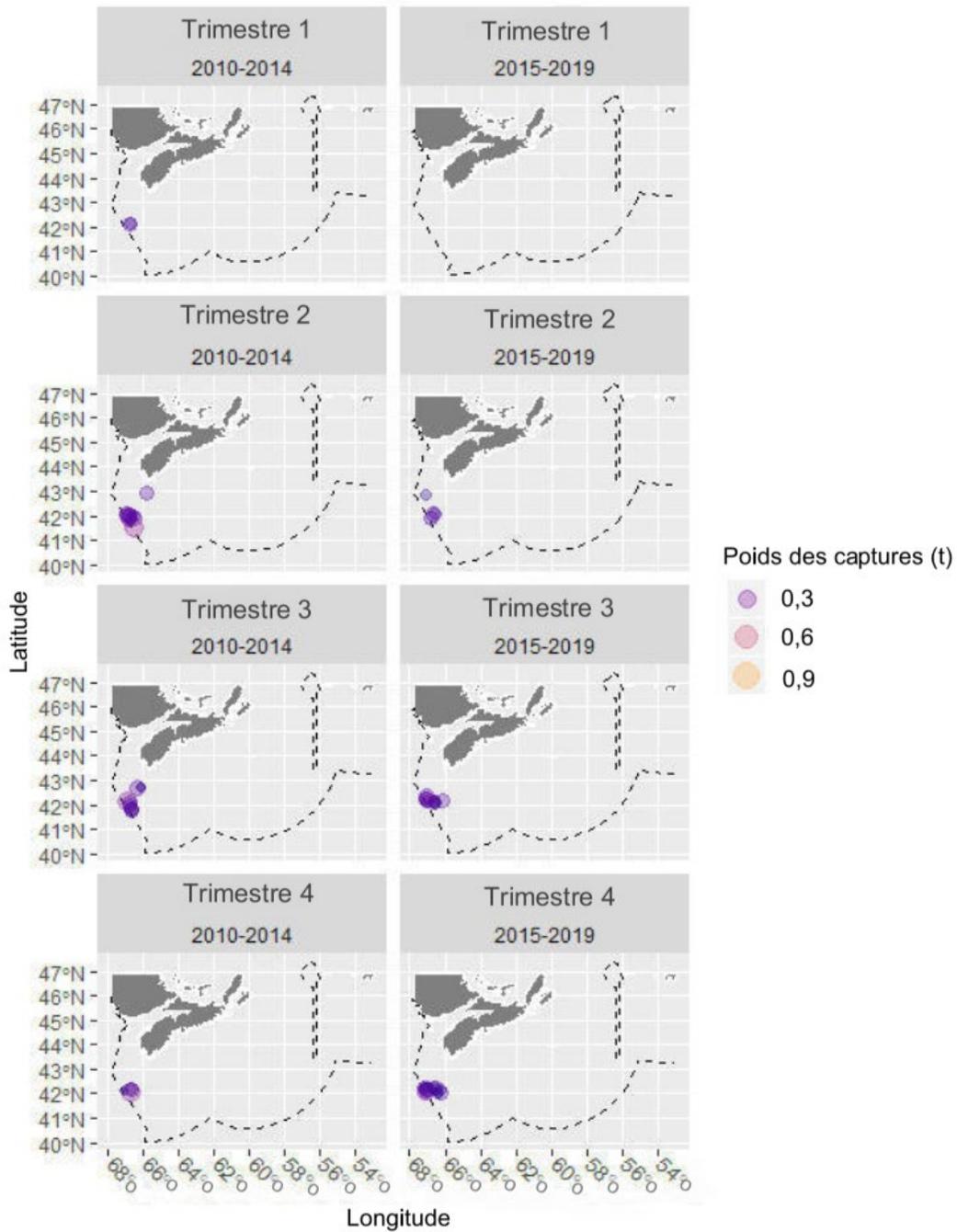


Figure 16. Poids des captures (kg) de requins-taupes bleus conservés et rejetés par les chaluts à panneaux, selon les données des observateurs en mer de la région des Maritimes, classées par période : de 2010 à 2014 (partie gauche) et de 2015 à 2019 (partie droite) et par trimestre de pêche.

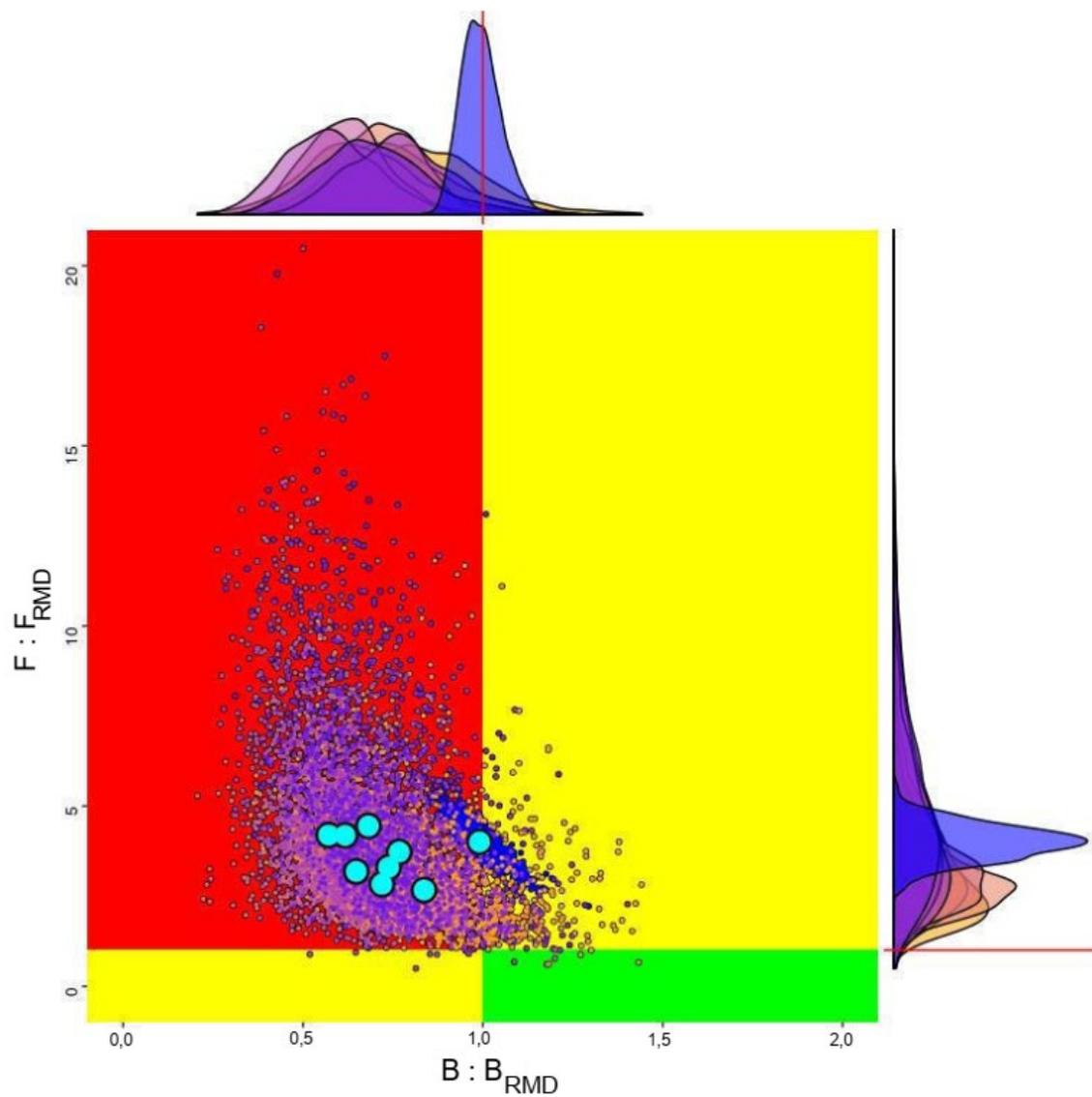


Figure 17. Exemple de diagramme de phase de Kobe issu de l'évaluation 2017 du requin-taube bleu dans l'Atlantique Nord (reproduit d'Anon 2018). La masse de probabilité (points) et les moyennes du modèle (grands points bleu clair) des extrants combinés du modèle semblent indiquer que la population est surexploitée et qu'il y a surpêche (quadrant rouge).