

Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Requin-taube bleu *Isurus oxyrinchus*

Population de l'Atlantique

au Canada



**EN VOIE DE DISPARITION
2019**

COSEPAC
Comité sur la situation
des espèces en péril
au Canada



COSEWIC
Committee on the Status
of Endangered Wildlife
in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2019. 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, xiii + 43 p. (<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril.html>).

Rapport(s) précédent(s) :

COSEPAC. 2017. 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 p. (<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril.html>).

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, vi + 24 p. (www.sararegistry.gc.ca/status/status_e.cfm).

Note de production :

Le COSEPAC remercie Scott Wallace d'avoir rédigé le rapport de situation sur le requin-taupe bleu (*Isurus oxyrinchus*), aux termes d'un marché conclu avec Environnement et Changement climatique Canada. La supervision et la révision du rapport ont été assurées par John Neilson, coprésident du Sous-comité de spécialistes des poissons marins du COSEPAC.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement et Changement climatique Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : 819-938-4125
Télec. : 819-938-3984

Courriel : ec.cosepac-cosewic.ec@canada.ca

<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/comite-situation-especes-peril.html>

Also available in English under the title "COSEWIC Assessment and Status Report on the Shortfin Mako *Isurus oxyrinchus* in Canada".

Illustration/photo de la couverture :

Requin-taupe bleu — Image de la couverture gracieusement fournie par la Commission internationale pour la conservation des thonidés de l'Atlantique (A. López [Tokio]).

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2019.
N° de catalogue CW69-14/498-2019F-PDF
ISBN 978-0-660-32423-4



COSEPAC Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – mai 2019

Nom commun

Requin-taube bleu (population de l'Atlantique)

Nom scientifique

Isurus oxyrinchus

Statut

En voie de disparition

Justification de la désignation

Cette espèce sauvage compte une seule population fortement migratrice dans l'Atlantique Nord, et une portion est présente de façon saisonnière dans les eaux canadiennes. Les prises accessoires dans les pêches à la palangre pélagique menées dans l'Atlantique Nord constituent la principale menace. L'évaluation des stocks de 2017 indique que la population est appauvrie et qu'une surpêche au-delà des niveaux durables se poursuit. Les caractéristiques du cycle vital, comme la croissance lente, la maturité tardive et le taux de reproduction faible, signifient que la présente espèce de requin a une productivité relativement faible comparativement aux autres espèces de requins. Par conséquent, la vulnérabilité à un déclin continu est considérable et, une fois la population appauvrie, la capacité de rétablissement est limitée.

Répartition

Québec, Nouveau-Brunswick, Terre-Neuve-et-Labrador, Nouvelle-Écosse, Île-du-Prince-Édouard, océan Atlantique

Historique du statut

Espèce désignée « menacée » en avril 2006. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « préoccupante » en avril 2017. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « en voie de disparition » en mai 2019.



COSEPAC Résumé

Requin-taupe bleu *Isurus oxyrinchus*

Population de l'Atlantique

Description et importance de l'espèce sauvage

Le requin-taupe bleu (*Isurus oxyrinchus*) est l'une des deux espèces du genre *Isurus* (l'autre étant le petit requin-taupe [*I. paucus*]) et l'une des cinq espèces de la famille des Lamnides (requins-taupes). Parmi les autres lamnides présents au Canada figurent le grand requin blanc (*Carcharodon carcharias*), la taupe du Pacifique (*Lamna ditropis*) et la maraîche (*L. nasus*).

D'après la séparation géographique, les différences génétiques avec les autres populations mondiales et le manque de preuves d'une structuration dans l'Atlantique Nord, les requins-taupes bleus du Canada sont considérés comme appartenant à la grande population de l'Atlantique Nord, qui forme une seule unité désignable (UD).

Même si l'espèce n'est pas directement ciblée au Canada, un petit nombre d'individus sont capturés et débarqués en tant que prises accessoires par certaines pêches canadiennes. Le requin-taupe bleu est aussi très prisé par les pêcheurs sportifs états-uniens, et parfois canadiens, parce qu'il se débat énergiquement et qu'il est comestible.

Répartition

Le requin-taupe bleu, répandu dans les eaux tempérées et tropicales de tous les océans à partir du 50^e degré de latitude nord, se trouve dans l'Atlantique depuis le sud du 60^e degré de latitude nord jusqu'à l'équateur. Les individus présents dans les eaux canadiennes sont de grands migrants qui visitent généralement les eaux chaudes du Gulf Stream l'été et l'automne et qui se trouvent à la limite septentrionale de l'aire de répartition de la grande population de l'Atlantique Nord. L'espèce a été observée dans les bancs Georges et Browns, le long du plateau continental de la Nouvelle-Écosse, dans les bancs de Terre-Neuve et dans le golfe du Saint-Laurent.

Habitat

La température semble être le principal facteur de la répartition du requin-taupe bleu. La plage de températures de l'eau privilégiée étant de 17 à 22 °C, il est peu probable que le requin-taupe bleu fasse des séjours prolongés en eaux canadiennes. Le manque de données a empêché la détermination des habitats nécessaires à la réalisation des fonctions essentielles (p. ex. accouplement, mise bas) de l'espèce au Canada, en plus de nuire aux études visant à établir si l'habitat avait changé au fil du temps dans l'UD de l'Atlantique Nord, y compris dans les eaux canadiennes.

Biologie

Le requin-taupe bleu est aplacentaire et vivipare, et les embryons en développement se nourrissent des œufs non fécondés pendant la période de gestation de 15 à 18 mois. Les femelles donnent naissance à 11 petits en moyenne, et ce, tous les 3 ans. L'âge auquel la moitié des individus sont matures a été estimé à 8 ans chez les mâles et à 18 ans chez les femelles. L'espèce a une faible productivité, comparativement à d'autres espèces de requins, et la durée d'une génération est d'environ 25 ans. Il semble que les femelles migrent vers les 20 à 30° de latitude nord pour mettre bas puisqu'aucune femelle gravide n'a été capturée en dehors de ces latitudes.

L'espèce est vraisemblablement capable de s'adapter aux changements naturels de son environnement, les adultes pouvant parcourir de longues distances et se nourrir d'un vaste éventail d'espèces, dont le tassergal (*Pomatomus saltatrix*), le stromaté (*Peprilus* sp.), les thons (Scombridés), les maquereaux, les bonites et l'espadon (*Xiphias gladius*).

Taille et tendances des populations

Pour les eaux canadiennes, une série de taux de capture provenant des pêches à la palangre pélagique pour la période de 1996 à 2014 est le seul indice d'abondance disponible. Les données les plus récentes montrent un déclin des taux de capture par rapport aux données du début de la série chronologique, déclin toutefois non significatif. Les eaux canadiennes représentent la limite septentrionale de l'aire de répartition de l'espèce, et, par conséquent, les variations de l'indice canadien peuvent refléter des changements de la répartition plutôt que des changements de l'abondance.

En 2017, la Commission internationale pour la conservation des thonidés de l'Atlantique (CICTA) a effectué une évaluation complète du requin-taupe bleu. En se fondant sur 3 approches de modélisation différentes, la Commission a conclu qu'il y avait une probabilité combinée de 90 % que la population de requins-taupes bleus de l'Atlantique Nord soit déjà surpêchée et qu'elle continue de subir une surpêche. Les estimations d'un modèle de synthèse des stocks de la CICTA donnent à penser que la biomasse et la taille de la population et la fécondité du stock reproducteur (un indice du nombre d'individus matures) ont diminué de 60 et de 50 %, respectivement, de 1950 à 2015, la plus grande partie de ce déclin ayant eu lieu au début des années 1980.

Menaces et facteurs limitatifs

Les prises accessoires dans les pêches commerciales à la palangre ciblant les thons et les espadons pélagiques sont la principale cause de mortalité en eaux canadiennes et dans l'ensemble de l'aire de répartition du requin-taupe bleu. La mortalité totale des requins-taupes bleus capturés à la palangre au Canada est de 49 %; ce pourcentage inclut les individus pêchés morts et ceux qui sont morts après la remise à l'eau. La survie après la remise à l'eau d'individus blessés et sains serait de 31 % selon les données des balises satellites ($n = 33$) (figure 17; Campana *et al*, 2015), ce qui donne un taux de mortalité total moyen annuel historique d'environ 69 t/an. Les femelles matures forment moins de 1 % des individus capturés par les pêches à la palangre pélagique dans la Région des Maritimes du ministère des Pêches et des Océans (MPO), d'après la couverture par les observateurs en mer, qui représente en moyenne quelque 5 % de l'effort de pêche annuel (environ 10 % lors des 3 années les plus récentes).

On ne connaît pas bien la mortalité totale due aux pêches dans tout l'Atlantique Nord à cause de la mauvaise comptabilisation des prises, en particulier pendant les années antérieures à 1996. De 1996 à 2015, les débarquements annuels moyens déclarés s'élevaient à environ 3 550 t dans tout l'Atlantique, mais ce nombre a été considéré comme une sous-estimation dans une récente étude de la CICTA, qui a estimé que les captures pendant cette période étaient de 4 673 t.

En raison des caractéristiques de leur cycle vital, par exemple la croissance relativement lente, l'âge tardif de la maturité et les faibles taux de reproduction, les populations de requins-taupes bleus présentent une productivité relativement faible comparativement à d'autres requins; c'est pourquoi leur capacité de se rétablir est limitée une fois qu'elles sont appauvries.

Protection, statuts et classements

Le Canada interdit l'ablation des nageoires de requins (où les nageoires sont retirées et conservées alors que le corps du requin est rejeté en mer). Aucune pêche ne cible le requin-taupe bleu dans l'Atlantique Nord, mais les individus accidentellement capturés peuvent être conservés dans le cadre de certaines pêches. Des règlements de pêche et des mesures de protection de la Région des Maritimes du MPO prévoient l'adoption d'une limite annuelle non restrictive de débarquements de requins-taupes bleus de 100 t, l'utilisation d'hameçons circulaires corrodables pour réduire les prises accessoires et la mortalité après remise à l'eau dans les pêches à la palangre pélagique. La remise à l'eau volontaire en 2015 de requins-taupes bleus vivants dans la Région des Maritimes du MPO, appuyée par l'industrie de la pêche à la palangre, devrait réduire la mortalité dans les eaux canadiennes. La remise à l'eau de requins-taupes vivants pris lors de la pêche pélagique à la palangre est obligatoire depuis 2018. Les règlements actuels ne limitent pas la mortalité totale par pêche ou les rejets en mers. Le Canada exige également que tous les requins débarqués aient encore les ailerons naturellement fixés pour empêcher toute activité d'ablation des nageoires.

Lors de la dernière évaluation du requin-taupe bleu (de l'Atlantique Nord) en 2018, l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) a désigné l'espèce « en voie de disparition ». La National Oceanographic and Atmospheric Administration (NOAA) des États-Unis décrit la population comme étant déjà surpêchée et sujette à continuer de subir une surpêche. Le COSEPAC a désigné la population de l'Atlantique de requins-taupes bleus « espèce menacée » en 2006, mais a ensuite décidé de ne pas l'inclure à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril*. Le COSEPAC a réévalué la population « préoccupante » en 2017, avant la publication de l'évaluation complète de la CICTA, qui est abordée dans la présente mise à jour du rapport du COSEPAC.

RÉSUMÉ TECHNIQUE

Isurus oxyrinchus

Requin-taupe bleu (population de l'Atlantique)

Shortfin Mako (Atlantic Population)

Répartition au Canada : Québec, Nouveau-Brunswick, Terre-Neuve-et-Labrador, Nouvelle-Écosse, Île-du-Prince-Édouard, océan Atlantique

Données démographiques

Durée d'une génération d'après $G = \text{âge à maturité/mortalité naturelle}$	25 ans
Y a-t-il un déclin continu observé du nombre d'individus matures?	Oui
Pourcentage estimé de déclin continu du nombre total d'individus matures sur [cinq ans ou deux générations].	Déclin estimé de la biomasse de 50 % et déclin estimé de la fécondité du stock reproducteur de 60 % (de 1966 à 2015, 50 ans)
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] de [réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix dernières années ou trois dernières générations].	Déclin estimé de la biomasse de 50 % et déclin estimé de la fécondité du stock reproducteur de 60 % (de 1950 à 2015, 66 ans)
Pourcentage [prévu ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix prochaines années ou trois prochaines générations].	Inconnu
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours de toute période de [dix ans ou trois générations] commençant dans le passé et se terminant dans le futur.	Inconnu
Est-ce que les causes du déclin sont clairement a) réversibles et b) comprises et c) ont effectivement cessé?	a. Probablement réversibles b. Oui, mortalité causée par les pêches c. Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non, il s'agit d'une espèce à faible productivité

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence	1 060 000 km ²
Indice de zone d'occupation (IZO) (Fournissez toujours une valeur établie à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté).	>> 2 000 km ²
La population est-elle gravement fragmentée, c'est-à-dire que plus de 50 % de sa zone d'occupation totale se trouvent dans des parcelles d'habitat qui sont a) plus petites que la superficie nécessaire au maintien d'une population viable et b) séparées d'autres parcelles d'habitat par une distance maximale présumée pour l'espèce?	a) Non b) Non

Nombre de localités* (utilisez une fourchette plausible pour refléter l'incertitude, le cas échéant)	> 10. Vaste aire de répartition, l'espèce est capturée dans le cadre de plusieurs pêches internationales dans l'ensemble de l'Atlantique Nord.
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence?	Inconnu
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de l'indice de zone d'occupation?	Non
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de sous-populations?	Non
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de localités*?	Non
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue et/ou la qualité] de l'habitat?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de sous-populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation?	Non

Nombre d'individus matures dans chaque sous-population

Sous-populations (utilisez une fourchette plausible)	Nombre d'individus matures
	558 000 (population de l'Atlantique Nord)
Total	

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce à l'état sauvage est d'au moins [20 % sur 20 ans ou 5 générations, ou 10 % sur 100 ans].	Aucune analyse disponible
--	---------------------------

Menaces (directes, de l'impact le plus élevé à l'impact le plus faible, selon le calculateur des menaces de l'UICN)

Un calculateur des menaces a-t-il été rempli pour l'espèce? Non Quels autres facteurs limitatifs sont pertinents?
--

* Voir « Définitions et abréviations » sur le [site du COSEPAC](#) et [IUCN](#) (février 2014; en anglais seulement) pour obtenir des précisions sur ce terme.

Immigration de sources externes (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur les plus susceptibles de fournir des individus immigrants au Canada.	Une seule population, dont font partie les individus du Canada
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Possible, des preuves génétiques n'ont pas exclu la migration de mâles entre les hémisphères Nord et Sud. La population mondiale est en déclin.
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Oui
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Oui
Les conditions se détériorent-elles au Canada ⁺ ?	Inconnu
Les conditions de la population source se détériorent-elles?	Inconnu
La population canadienne est-elle considérée comme un puits?	Non
La possibilité d'une immigration depuis des populations externes existe-t-elle?	Possible, mais peu probable puisque la population mondiale est en déclin.

Nature délicate de l'information sur l'espèce

L'information concernant l'espèce est-elle de nature délicate? Non

Historique du statut

COSEPAC : Espèce désignée « menacée » en avril 2006. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « préoccupante » en avril 2017. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « en voie de disparition » en mai 2019.

Statut et justification de la désignation

Statut En voie de disparition	Code alphanumérique A2bd
<p>Justification de la désignation</p> <p>Cette espèce sauvage compte une seule population fortement migratrice dans l'Atlantique Nord, et une portion est présente de façon saisonnière dans les eaux canadiennes. Les prises accessoires dans les pêches à la palangre pélagique menées dans l'Atlantique Nord constituent la principale menace. L'évaluation des stocks de 2017 indique que la population est appauvrie et qu'une surpêche au-delà des niveaux durables se poursuit. Les caractéristiques du cycle vital, comme la croissance lente, la maturité tardive et le taux de reproduction faible signifient que la présente espèce de requin a une productivité relativement faible comparativement aux autres espèces de requins. Par conséquent, la vulnérabilité à un déclin continu est considérable et, une fois la population appauvrie, la capacité de rétablissement est limitée.</p>	

⁺ Voir le [tableau 3](#) (Lignes directrices pour la modification de l'évaluation de la situation d'après une immigration de source externe)

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Correspond au critère de la catégorie « espèce en voie de disparition » A2, car le déclin est estimé de 60 et de 50 % de la biomasse du stock reproducteur et de la fécondité du stock reproducteur, respectivement. La fécondité du stock reproducteur est considérée comme un indice du nombre d'individus matures. La principale menace (surpêche) est toujours en cours.

Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) : Dépasse les seuils, ne correspond pas au critère.

Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Dépasse les seuils, ne correspond pas au critère.

Critère D (très petite population ou répartition restreinte) : Dépasse les seuils, ne correspond pas au critère.

Critère E (analyse quantitative) : Aucune analyse n'a été effectuée.

PRÉFACE

Peu après la publication du rapport de situation du COSEPAC sur le requin-taupe bleu de 2017, la Commission internationale pour la conservation des thonidés de l'Atlantique (CICTA) a effectué une évaluation exhaustive de la population, qui comprenait des séries de captures mises à jour et trois différents modèles d'évaluation. Le modèle démographique incluait également des séries temporelles plus longues que dans l'évaluation précédente. Cette mise à jour de l'évaluation du COSEPAC fait part des notions les plus reconnues à l'échelle mondiale concernant la population de l'Atlantique de requins-taupes bleus.



HISTORIQUE DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEPAC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEPAC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes responsables des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS (2019)

Espèce sauvage	Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'un autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans.
Disparue (D)	Espèce sauvage qui n'existe plus.
Disparue du pays (DP)	Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs.
En voie de disparition (VD)*	Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente.
Menacée (M)	Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés.
Préoccupante (P)**	Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle.
Non en péril (NEP)***	Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles.
Données insuffisantes (DI)****	Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce.

* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

** Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

*** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

**** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

***** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.



Environnement et
Changement climatique Canada
Service canadien de la faune

Environment and
Climate Change Canada
Canadian Wildlife Service

Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement et Changement climatique Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Requin-taupe bleu

Isurus oxyrinchus

Population de l'Atlantique

au Canada

2019

TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE	6
Nom et classification.....	6
Description morphologique.....	6
Structure spatiale et variabilité de la population	7
Unités désignables	10
Importance de l'espèce.....	10
RÉPARTITION	11
Aire de répartition mondiale.....	11
Aire de répartition canadienne.....	12
Zone d'occurrence et zone d'occupation	13
HABITAT.....	13
Besoins en matière d'habitat	13
Eaux canadiennes	13
Tendances en matière d'habitat.....	14
BIOLOGIE	15
Cycle vital et reproduction	15
Physiologie et adaptabilité	17
Déplacements et dispersion	17
Relations interspécifiques.....	18
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS.....	18
Activités et méthodes d'échantillonnage.....	18
Fluctuations et tendances.....	21
Abondance	22
Modèle bayésien de production excédentaire	23
Modèle d'évaluation bayésienne de la biomasse	27
Modèle de synthèse des stocks.....	27
Immigration de source externe	28
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS	29
Menaces	29
Facteurs limitatifs.....	36
Nombre de localités	37
PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS	38
Statut et protection juridiques	38
Statuts et classements non juridiques	39
Protection et propriété de l'habitat	39

REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS	39
SOURCES D'INFORMATION	40
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DU RÉDACTEUR DU RAPPORT	43

Liste des figures

Figure 1. Répartition des sites de marquage et de remise à l'eau de requins-taupes bleus dans l'océan Atlantique. Les lignes droites relient les sites de remise à l'eau aux sites de recapture (ICCAT, 2012).....	7
Figure 2. Sites de remise à l'eau (n = 32) et de recapture (n = 6) de requins-taupes marqués au moyen de méthodes traditionnelles sur deux périodes. Source : Showell <i>et al.</i> (2017).....	8
Figure 3. Sites de pose de balises de collecte de données détectables (BCDD) (n = 43) sur des requins-taupes bleus et sites de remise à l'eau (n = 34) au Canada. Source : Showell <i>et al.</i> (2017).....	9
Figure 4. a) Aire de répartition mondiale approximative; b) aire de répartition de l'unité désignable dans l'Atlantique Nord; c) zone d'occupation canadienne de l'unité désignable du requin-taupe bleu. Sources : Caillet <i>et al.</i> (2009); Showell <i>et al.</i> (2017).....	11
Figure 5. Observations combinées de requins-taupes bleus en eaux canadiennes provenant des bases de données des observateurs ZIFF et SIPMAR (1998-2014). Showell <i>et al.</i> (2017).....	12
Figure 6. Points chauds principaux montrant les probabilités de capture de requins-taupes bleus (débarquements + rejets) par les pêches canadiennes à la palangre pélagique de 2003 à 2013 : captures multipliées par a) deux fois (4 requins/mouillage); b) cinq fois (10 requins/mouillage) et c) dix fois (20 requins/mouillage) le nombre moyen de requins par mouillage. La ligne rouge délimite la zone économique exclusive de 200 milles marins du Canada. Source : Godin <i>et al.</i> (2015).....	14
Figure 7. Distribution de la fréquence des longueurs des requins-taupes bleus capturés par des pêches japonaises à la palangre en eaux canadiennes de 1986 à 1996, ainsi que par des pêches canadiennes à la palangre de 1999 à 2014, répertoriées par les programmes canadiens d'observateurs en mer. Source : M. Showell, 2017, ministère des Pêches et des Océans, comm. pers.	16
Figure 8. Indices de CPUE du requin-taupe bleu dans l'Atlantique Nord; US-Log = données des journaux de bord des pêches à la palangre des États-Unis; US-Obs = programme des observateurs des pêches à la palangre des États-Unis; JPLL = données des journaux de bord des pêches à la palangre pélagique du Japon; POR-LL = données des journaux de bord des pêches à la palangre pélagique du Portugal; CH-TA-LL = données sur les pêches à la palangre du Taïpei chinois; ESP-LL = données des journaux de bord des pêches à la palangre pélagique de l'Espagne. Figures d'après ICCAT (2017a).....	19

- Figure 9. Taux de capture normalisés de requins-taupes bleus des pêches à la palangre pélagique dans la Région des Maritimes du MPO (1996-2014) sur le plateau néo-écossais. La courbe lisse représente la fonction LOWESS. Source : Showell *et al.* (2017). 21
- Figure 10. Séries chronologiques de prises déclarées et estimées de requins-taupes bleus (t) du stock de l'Atlantique Nord, de 1971 à 2015. Source : ICCAT (2017a).23
- Figure 11. Résultats de quatre variations d'un modèle bayésien de production excédentaire pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord. Historique de la biomasse (bleu) et du taux de récolte (rouge) pour le modèle a) C1 Schaefer, b) C2 Schaefer, c) modèle de production généralisé C1 et d) modèle de production généralisé C2. Source : ICCAT (2017b). 24
- Figure 12. Résumé des neuf exécutions individuelles de modèle utilisées par la CICTA (ICCAT, 2017b) pour évaluer la population de requins-taupes bleus de l'Atlantique Nord. De gauche à droite, les modèles sont les suivants : SS = synthèse des stocks; BSP1 = BSP2JAGS, série de prises 1, Schaefer; BSP2 = BSP2JAGS, série de prises 1, Schaefer; BSP3 = BSP2JAGS, série de prises 2, généralisé; BSP4 = BSP2JAGS, série de prises 2, généralisée; JABBA Pella, série de prises 1; JABBA Pella, série de prises 2; JABBA Schaefer, série de prises 1; JABBA Schaefer, série de prises. 25
- Figure 13. FSR/FSR_{REM} et F/F_{REM} pour les exécutions 1 (ligne noire), 2 (ligne bleue) et 3 (ligne rouge) du modèle de synthèse des stocks comparativement aux valeurs de REM (ligne tiretée). La CICTA (ICCAT, 2017b) a utilisé l'exécution 3 (ligne rouge) comme fondement de son évaluation. Source : ICCAT (2017b). 26
- Figure 14. Estimations annuelles de la biomasse totale (t) et de la fécondité du stock reproducteur (FSR, en milliers), d'après le modèle de synthèse des stocks. Figure d'après les données de la CICTA (ICCAT, 2017b; tableau 7) provenant de l'exécution 3 du modèle. 28
- Figure 15. Débarquements canadiens de requins-taupes bleus (t) par a) type d'engin (« autres » inclut les débarquements dans le cadre de tournois de pêche, de pêches à la ligne à main et d'autres pêches) tirés des bases de données du ZIFF et du SIPMAR; b) par région de gestion. Les données ne tiennent pas compte des rejets en mer. Source : figure d'après le tableau 2 de Showell *et al.* (2017). 33
- Figure 16. Captures estimées de requins-taupes bleus (débarquements et rejets) dans l'Atlantique Nord par des palangriers (bleu) et d'autres engins (rouge). Source : ICCAT (2012). 34
- Figure 17. Mortalité des requins due à la capture ou à l'hameçonnage dans les pêches commerciales canadiennes à la palangre pélagique dans la Région des Maritimes du MPO, répartie par espèce : a) proportion de requins qui meurent après la remise à l'eau, d'après les BCDD; b) proportion des captures totales qui meurent pendant l'hameçonnage (rayé) et après la remise à l'eau (gris plein). Source : Campana *et al.* (2015). 34

Figure 18. Prises accessoires totales annuelles estimées (t) de requins-taupes bleus par espèce ciblée et par engin (FM = filet maillant; P = palangre; CFP = chalut de fond à panneaux) dans la zone économique exclusive du Canada se trouvant dans les divisions 3LNOP, de 1998 à 2010. Les données proviennent des observateurs en mer du Canada et du ZIFF de la Région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO pour des années comparables. Veuillez noter que ces estimations non pondérées sont mises à l'échelle de toutes les pêches et dépendent de la déclaration des débarquements canadiens dans le ZIFF, de même que du degré de couverture annuelle de chaque pêche par le programme des observateurs en mer de la Région de Terre-Neuve-et-Labrador. Source : Showell *et al.* (2017)..... 35

Liste des tableaux

Tableau 1. Sommaire des indices et des évaluations utilisés pour comprendre le statut du requin-taube bleu, population de l'Atlantique Nord.....	20
Tableau 2. Débarquements canadiens (t) de requins-taupes bleus par année, par engin de pêche et par Région, calculés à partir des bases de données du ZIFF et du SIPMAR. Showell <i>et al.</i> (2017).	29
Tableau 3. Productivité (r , taux intrinsèque d'augmentation des populations par année, an^{-1}) et durée d'une génération de 20 stocks de requins et de raies pélagiques, par ordre décroissant. Les estimations de la productivité sont des médianes; les limites de confiance à 80 % sont aussi indiquées. Source : ICCAT (2012).....	37

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE

Nom et classification

Le requin-taupe bleu (*Isurus oxyrinchus*) est l'une des deux espèces du genre *Isurus* (l'autre étant le petit requin-taupe [*I. paucus*]) et l'une des cinq espèces de la famille des Lamnidae (requins-taupes). Les autres lamnidae qui vivent au Canada sont le grand requin blanc (*Carcharodon carcharias*), la taupe du Pacifique (*Lamna ditropis*; aussi appelé requin-taupe saumon) et la maraîche (*Lamna nasus*; aussi appelé requin-taupe commun). Aucune sous-population de requins-taupes bleus n'est reconnue.

Description morphologique

Cette grosse espèce de requin atteint une longueur totale (LT) d'environ 445 cm. Les mâles atteignent la maturité à une LT de 166 à 204 cm, et les femelles, à une LT de 265 à 312 cm (Rigby *et al.*, 2019).

Le requin-taupe bleu se distingue par son museau pointu, ses yeux relativement petits, ses longues dents lisses ressemblant à des dagues et dépourvues de cuspide latérale (sur les deux mâchoires), et sa bouche en forme de U. Les dents antérieures du maxillaire inférieur font saillie sur un plan horizontal, même lorsque la bouche est fermée. Les nageoires pectorales sont légèrement incurvées, et le bout se termine en pointe; le bord antérieur, qui fait de 16 à 22 % de la longueur totale de l'animal, est plus court que la longueur de la tête. La première nageoire dorsale prend naissance vis-à-vis de la pointe arrière libre des nageoires pectorales ou juste derrière. Le bout est largement arrondi chez les jeunes, mais il est plus anguleux et étroitement arrondi chez les juvéniles de grande taille et les adultes. La première nageoire dorsale est plus longue que la largeur de sa base chez les gros individus, mais elle est de longueur égale ou inférieure chez les jeunes de moins de 185 cm. La nageoire caudale en forme de croissant est pourvue d'une carène principale horizontale, mais pas de carène secondaire. La coloration dorsolatérale est bleu vif ou violacée, et le dessous du museau est blanc chez les jeunes et les adultes. La tête, de couleur foncée, couvre en partie les septa branchiaux. La couleur foncée des flancs ne s'étend pas jusqu'à l'abdomen. Les nageoires pelviennes sont de couleur foncée sur la moitié antérieure et blanches sur la moitié postérieure, et le dessous est blanc également.

Des erreurs d'identification se sont produites en eaux chaudes, où les aires de répartition des deux espèces de requins-taupes se chevauchent. Cependant, dans les eaux canadiennes, où le petit requin-taupe est extrêmement rare, il est peu probable que les deux espèces soient régulièrement confondues. Dans l'Atlantique canadien, le requin-taupe bleu a déjà été confondu avec la maraîche, ce qui a peut-être contribué à la sous-estimation des débarquements de requins-taupes bleus avant 1996 (Campana *et al.*, 2004).

Structure spatiale et variabilité de la population

Les connaissances actuelles sur la structure spatiale de la population de requins-taupes bleus à l'échelle mondiale et, plus précisément, dans l'Atlantique Nord, ont été acquises grâce à plus de 50 années d'activités de marquage traditionnelles, à la pose récente de balises satellites et aux études génétiques menées ces 2 dernières décennies (ICCAT, 2012; Campana *et al.*, 2015).

En 2012, la Commission internationale pour la conservation des thonidés de l'Atlantique (CICATA) a colligé toutes les données obtenues à partir des activités de marquage traditionnelles (micromarques) dans l'Atlantique Nord. Depuis 1962, un total de 9 218 micromarques ont été posées, et 1 203 requins marqués ont été recapturés (figure 1). La plupart de ces micromarques ont été déployées au large de la côte nord-est des États-Unis. Bien que l'on ait observé des requins-taupes bleus parcourir de longues distances (jusqu'à 3 400 km) dans l'Atlantique, la plupart des déplacements se faisaient entre le sud et l'est de l'Atlantique Nord-Ouest, et très peu de captures ont été réalisées au sud du 20^e parallèle et aucune au sud du 5^e parallèle (figure 1).

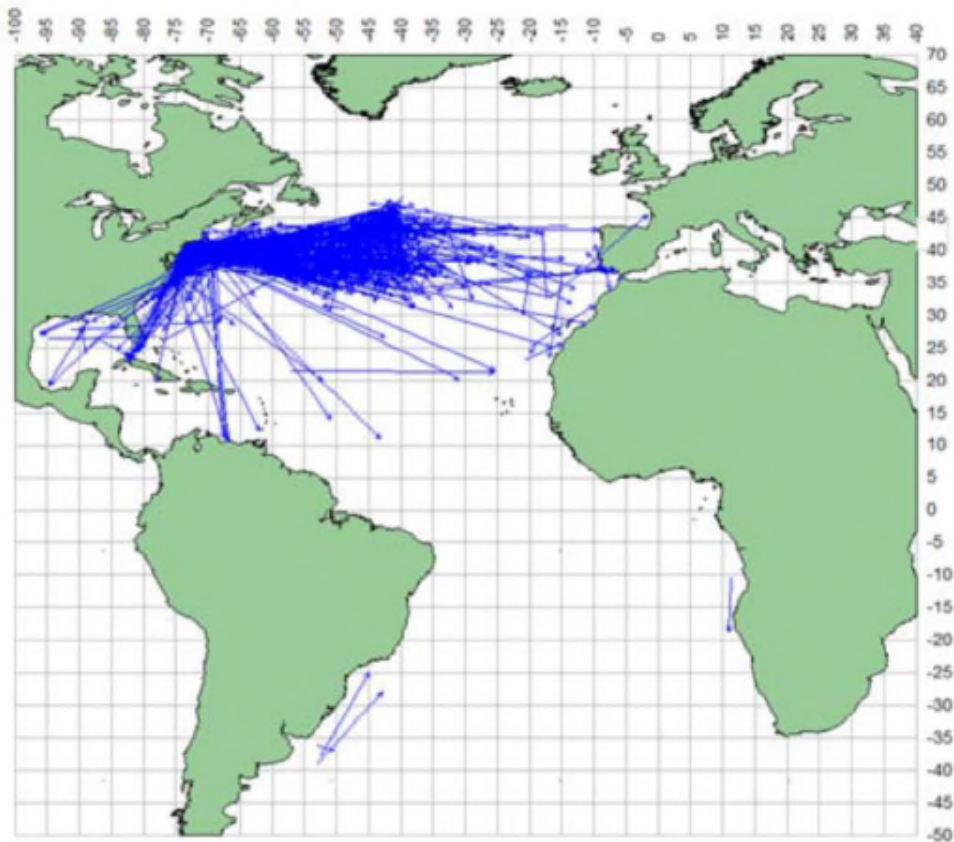
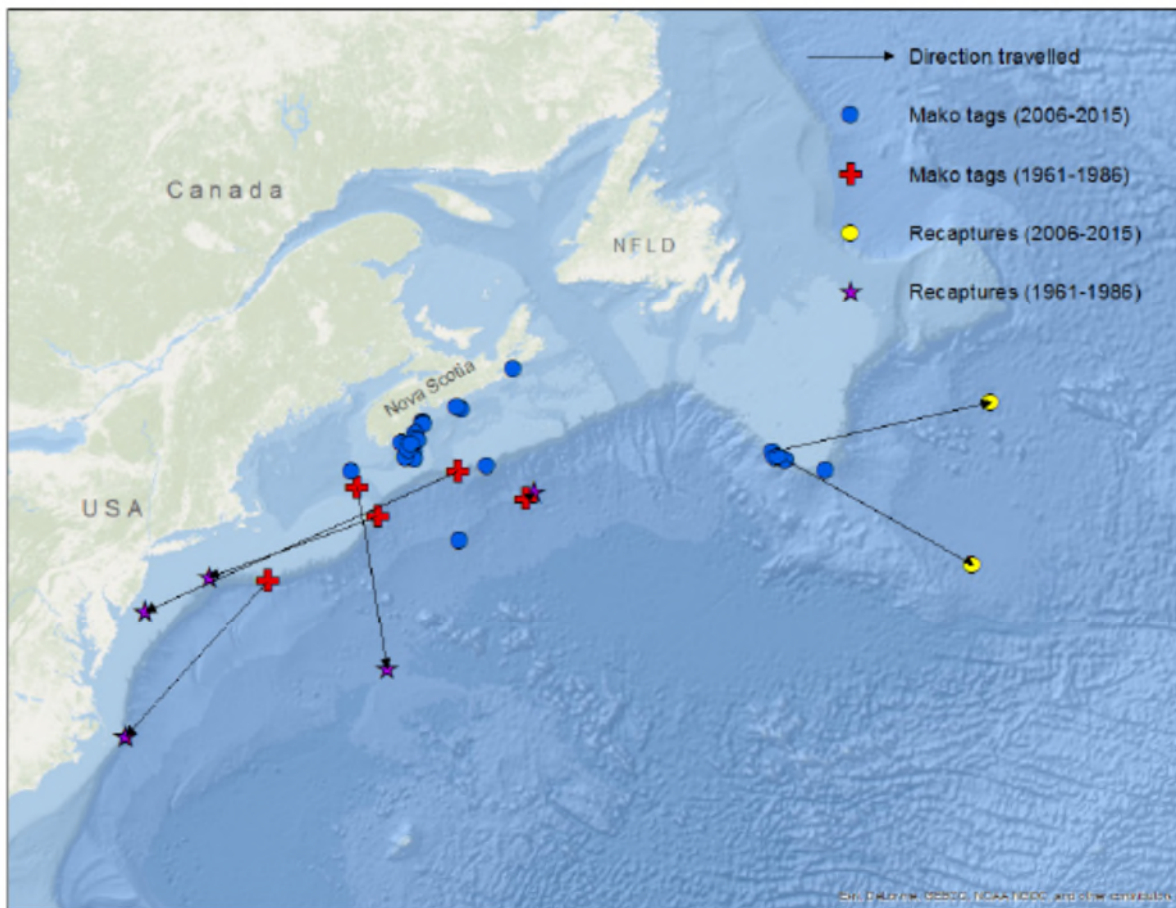


Figure 1. Répartition des sites de marquage et de remise à l'eau de requins-taupes bleus dans l'océan Atlantique. Les lignes droites relient les sites de remise à l'eau aux sites de recapture (ICCAT, 2012).

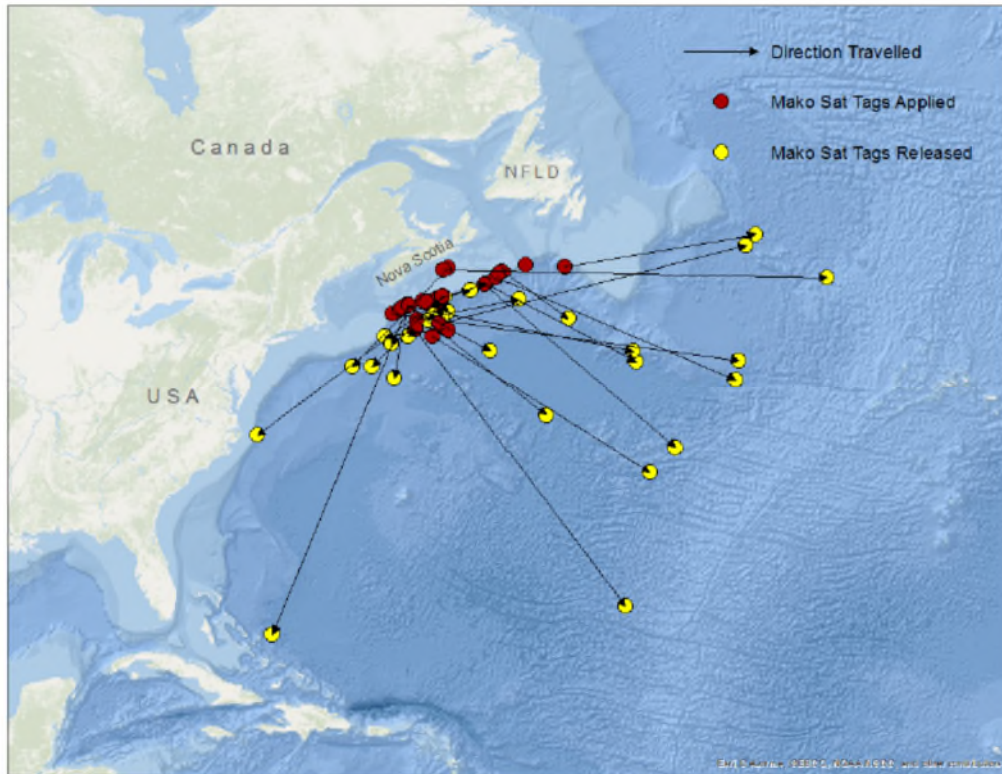
Le marquage de requins au moyen de balises classiques a été pratiqué en eaux canadiennes de 1961 à 1986 ($n = 110$), et, plus récemment, de 2006 à 2015 ($n = 32$), et 5 et 2 captures ont été réalisées lors de ces 2 périodes, respectivement (figure 2; Showell *et al.*, 2017). De 2010 à 2014, le Canadian Shark Laboratory a déployé 43 balises satellites sur des requins-taupes bleus sains et blessés, principalement sur le plateau néo-écossais, parmi lesquelles 34 ont été récupérées ou ont transmis des données (Campana *et al.*, 2015; Showell *et al.*, 2017; figure 3). Les données tirées des micromarques traditionnelles et des balises satellites posées au Canada l'été laissent croire à des déplacements généraux vers le sud, vers l'est ou vers le sud-est ainsi que des déplacements sur de longues distances vers l'est en direction du centre de l'Atlantique ou vers le sud en direction des Caraïbes.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

- Direction travelled = Direction du déplacement
- Mako tags = Pose de balise sur un requin-taupe
- Recaptures = Recapture
- NFLD = T.-N.-L.
- Nova Scotia = Nouvelle-Écosse
- USA = États-Unis

Figure 2. Sites de remise à l'eau ($n = 32$) et de recapture ($n = 6$) de requins-taupes marqués au moyen de méthodes traditionnelles sur deux périodes. Source : Showell *et al.* (2017).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Direction travelled = Direction du déplacement
 Mako sat tags applied = Pose de BCDD sur un requin-taube bleu
 Mako sat tags applied = Récupération d'une BCDD posée sur un requin-taube bleu
 NFLD = T.-N.-L.
 Nova Scotia = Nouvelle-Écosse
 USA = États-Unis

Figure 3. Sites de pose de balises de collecte de données détectables (BCDD) (n = 43) sur des requins-taupes bleus et sites de remise à l'eau (n = 34) au Canada. Source : Showell *et al.* (2017).

Ensemble, les études de marquage au Canada et aux États-Unis indiquent que les individus marqués sont de grands migrateurs qui fréquentent principalement les eaux à l'ouest du 40^e degré de longitude et au nord du 30^e degré de latitude nord.

Des données génétiques, principalement tirées d'analyses de l'ADN mitochondrial (ADNmt), appuient l'hypothèse d'une population de l'Atlantique Nord distincte et d'une grande séparation spatiale de celle-ci par rapport aux autres populations. Heist *et al.* (1996) ont utilisé l'ADNmt pour analyser la structure des populations de requins-taupes bleus de l'Atlantique et du Pacifique. Ils ont constaté que la population de l'Atlantique Nord différait considérablement des populations de l'Atlantique Sud, du Pacifique Nord et du Pacifique Sud (F_{ST} global = 0,15), et ont ainsi conclu que la population de l'Atlantique Nord recevait un flux génique très limité à partir des populations d'autres zones et, par conséquent, qu'il était justifié qu'elle fasse l'objet de considérations de gestion distinctes. Schrey et Heist (2003) ont étudié l'ADN microsatellite (nucléaire) du requin-taube bleu à 4 locus en utilisant 433 échantillons provenant de l'Atlantique Nord, de l'Atlantique Sud, du Pacifique Nord, du Pacifique Sud et des côtes sud-africaines de

l'Atlantique et de l'océan Indien. Cette étude a révélé de très faibles degrés de différenciation, et ce, même entre les principaux bassins océaniques (F_{ST} global < 0,003), et les résultats permettent difficilement d'infirmer l'hypothèse selon laquelle les requins-taupes bleus forment une seule et même population à l'échelle mondiale. Selon un modèle de mutation, la valeur de p était légèrement inférieure à 0,05, alors que, selon un autre modèle de mutation, elle était légèrement supérieure à 0,05. L'analyse de puissance indiquait une très grande capacité de détecter la structure de la population au niveau indiqué par l'étude de l'ADNmt. Selon Schrey et Heist (2003), les deux jeux de données pourraient s'expliquer par le fait que les femelles affichent un haut degré de philopatrie (d'où les grandes différences observées dans l'ADNmt, hérité de la mère) et que les mâles ont davantage tendance à se disperser (d'où la faible différenciation observée dans les marqueurs de l'ADN nucléaire). Grâce à des techniques d'ADNmt semblables ($n = 106$), Tagchi *et al.* (2011) ont confirmé de nouveau la séparation génétique des populations de requins-taupes bleus de l'Atlantique Nord et du Pacifique.

Unités désignables

Les eaux canadiennes se trouvent à la limite de l'aire de répartition de l'espèce dans l'Atlantique Nord (voir la section Répartition ci-dessous). D'après la séparation biogéographique, les différences génétiques par rapport aux autres populations du monde et l'absence de preuves d'une structuration au sein de l'Atlantique Nord, les requins-taupes bleus de l'Atlantique Nord sont considérés comme formant une population, et la seule UD présente au Canada fait partie d'une population de l'Atlantique Nord plus étendue. Les individus qui fréquentent les eaux canadiennes font probablement partie de la population de l'Atlantique Nord.

Dans les eaux canadiennes, les requins-taupes bleus représentent probablement une portion de la population de l'Atlantique Nord, mais aucune information n'est disponible sur le pourcentage de la population qui vit au Canada.

Importance de l'espèce

Même s'il n'est pas directement ciblé au Canada, le requin-taupe bleu est une espèce capturée de façon fortuite et vendue en raison de la qualité de sa chair. Ce poisson est aussi très prisé par les pêcheurs sportifs, surtout aux États-Unis, parce qu'il se débat énergiquement durant la capture et qu'il est comestible. À l'échelle de l'aire de répartition, y compris en eaux canadiennes, la chair est utilisée à l'état frais, congelé, fumé et séché salé aux fins de consommation humaine; l'huile est extraite pour les vitamines; les nageoires sont servies dans des soupes; la peau est transformée en cuir; les mâchoires et les dents servent d'ornements.

Le requin-taupe bleu est un prédateur opportuniste situé au sommet de la chaîne trophique, et il a de nombreuses proies. Par conséquent, il joue probablement un rôle important dans la structure des écosystèmes pélagiques marins.

RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

Le requin-taube bleu se rencontre dans toutes les mers tempérées et tropicales de la planète. La population de requins-taube de l'Atlantique Nord fréquente toutes les eaux comprises entre le 60^e degré de latitude nord et l'équateur (figure 4a).

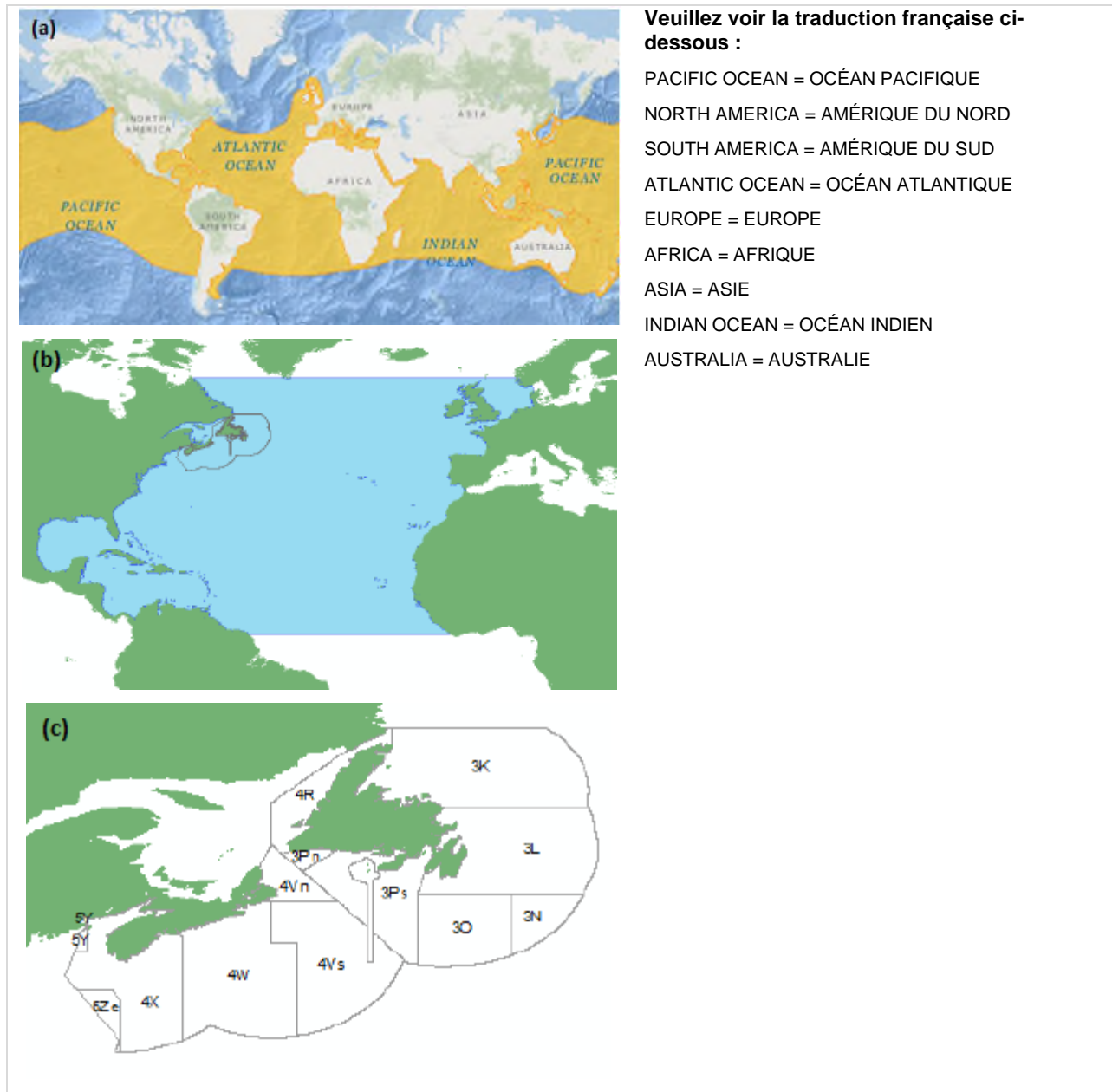


Figure 4. a) Aire de répartition mondiale approximative; b) aire de répartition de l'unité désignable dans l'Atlantique Nord; c) zone d'occupation canadienne de l'unité désignable du requin-taube bleu. Sources : Caillet *et al.* (2009); Showell *et al.* (2017).

Aire de répartition canadienne

L'aire de répartition canadienne a été estimée au moyen de la répartition de l'ensemble des observations connues recueillies par les pêches commerciales (ZIFF [fichier informatisé sur les échanges entre les zones] et SIPMAR [Système d'information sur les pêches des Maritimes]), des données canadiennes d'observateurs en mer (programmes des observateurs en mer des Régions des Maritimes et de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO), des relevés scientifiques et des données de marquage qui chevauchent une division de pêche de l'OPANO (figure 5; Showell *et al.*, 2017). Dans les eaux canadiennes, le requin-taube bleu est généralement associé à des eaux chaudes telles que celles au sein ou à proximité du Gulf Stream. L'espèce a été repérée dans les bancs Georges et Browns, le long du plateau continental de la Nouvelle-Écosse, dans les bancs de Terre-Neuve et même dans le golfe du Saint-Laurent (Showell *et al.*, 2017). Les données fournies par les observateurs à bord de bateaux canadiens, féroïens et japonais révèlent que les requins-taube bleus sont capturés dans les eaux tant côtières qu'extracôtières, entre la partie sud de la zone économique exclusive (ZEE) du Canada et le 50^e degré de latitude nord. Cette espèce est un grand migrateur qui visite les côtes canadiennes de l'Atlantique de façon saisonnière (à la fin de l'été et à l'automne). Les requins-taube des eaux canadiennes représentent une extension nord-ouest de la population de l'Atlantique Nord et ne constituent probablement qu'une petite partie cette grande population. Il n'existe aucune donnée témoignant d'une expansion ou d'une contraction de l'aire de répartition du requin-taube bleu dans les eaux canadiennes de l'Atlantique.

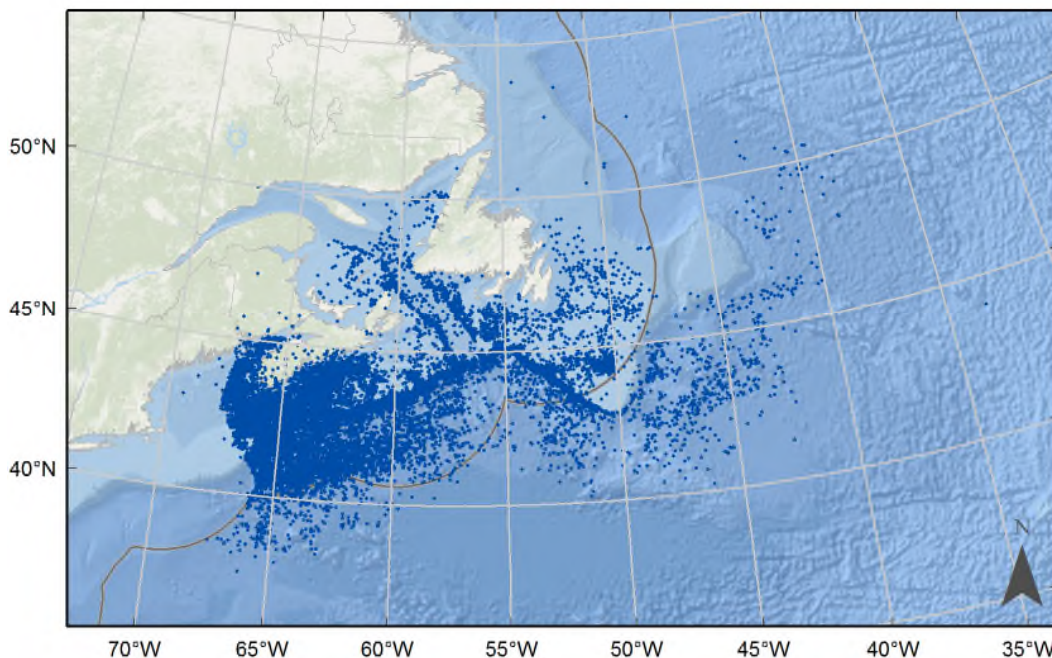


Figure 5. Observations combinées de requins-taube bleus en eaux canadiennes provenant des bases de données des observateurs ZIFF et SIPMAR (1998-2014). Showell *et al.* (2017).

Zone d'occurrence et zone d'occupation

La zone d'occurrence dans la portion canadienne de cette UD a été calculée en tant que la somme de la partie des divisions ou des sous-divisions de l'OPANO 3KL+3NOP+4R+4VWX+ 5Y+5Ze se trouvant dans la ZEE du Canada (1,06 million de km²) (figure 4b; Showell *et al.*, 2017). La zone d'occupation biologique actuelle, représentée par des observations fréquentes ou des captures, mesure environ 800 000 km² (Campana *et al.*, 2004a).

HABITAT

Besoins en matière d'habitat

Unité désignable de l'Atlantique Nord

Bien que plusieurs balises satellites aient été déployées sur des requins-taupes bleus dans les eaux canadiennes depuis le rapport de situation du COSEPAC de 2006, les nouvelles données n'ont pas modifié notre compréhension des besoins en matière d'habitat dans l'Atlantique Nord (Campana *et al.*, 2015). La température semble être le principal facteur de la répartition du requin-taupe bleu, qui préfère les eaux de 17 à 22 °C, de sorte que, dans l'océan Atlantique, il est souvent associé au Gulf Stream (Compagno, 2001), lequel se trouve surtout en dehors des eaux canadiennes. Des enregistreurs de température et de profondeur sur des émetteurs satellites indiquent que le requin-taupe bleu fréquente des eaux de 10,4 à 28,6 °C et la couche d'eau entre la surface et 556 m (Loefer *et al.*, 2005).

Eaux canadiennes

En général, le requin-taupe bleu se rencontre en zone extracôtière, près de la rupture de pente continentale, sur le plateau continental et parfois près des côtes. Dans la partie ouest de l'Atlantique Nord, le requin-taupe bleu se déplace vers le plateau continental lorsque les températures à la surface de l'eau dépassent 17 °C, habituellement de juin à décembre.

Le manque de données empêche la détermination des habitats nécessaires à la réalisation des fonctions essentielles du cycle vital (p. ex. accouplement, mise bas) de l'espèce dans les eaux canadiennes. Godin *et al.* (données inédites, 2015) ont repéré des zones à hauts taux de capture (débarquements + rejets) (figure 6), ce qui donne à penser que l'espèce peut se concentrer en eaux canadiennes, mais aucun élément de l'habitat n'a été associé à ces zones.

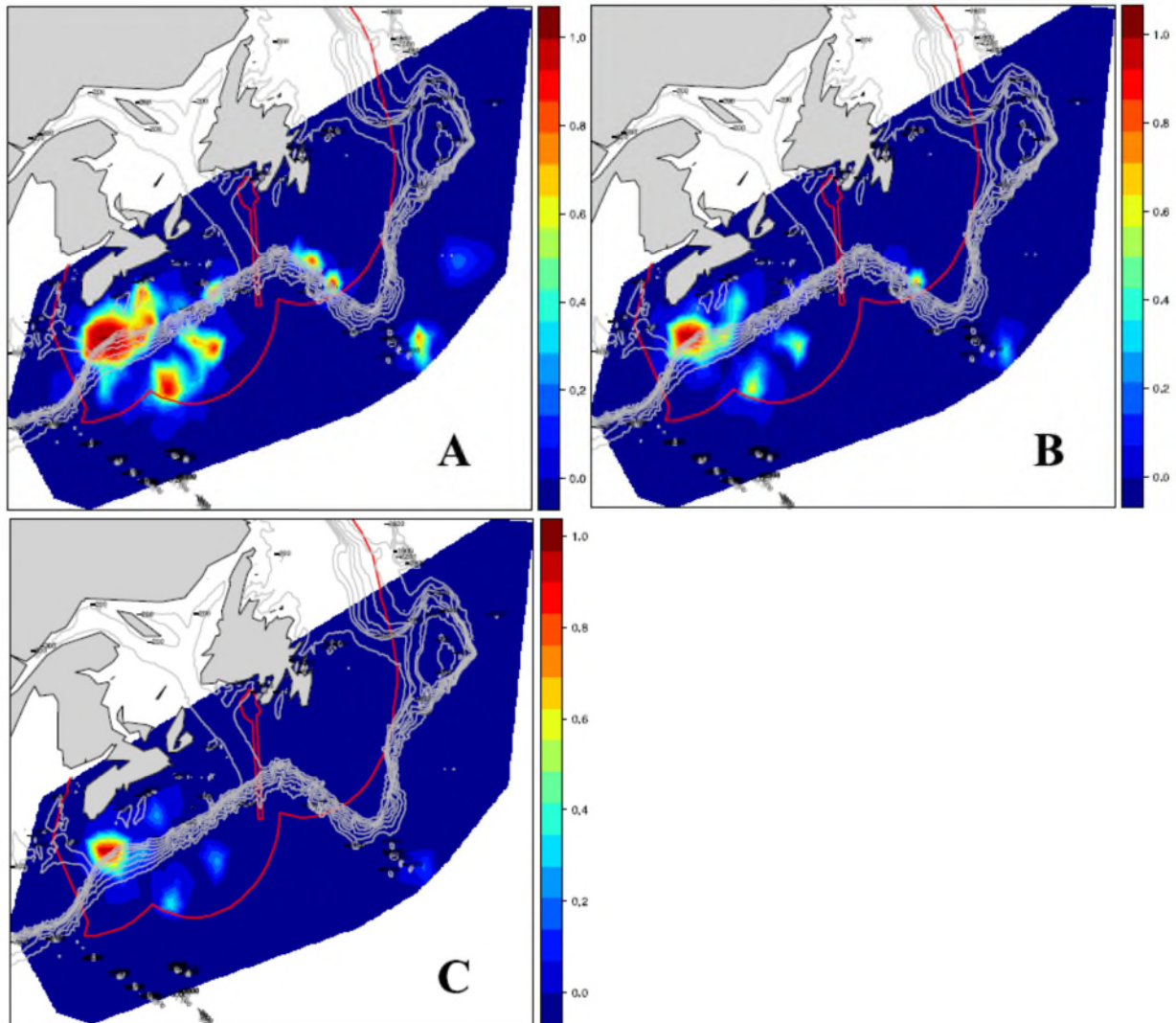


Figure 6. Points chauds principaux montrant les probabilités de capture de requins-taupes bleus (débarquements + rejets) par les pêches canadiennes à la palangre pélagique de 2003 à 2013 : captures multipliées par a) deux fois (4 requins/mouillage); b) cinq fois (10 requins/mouillage) et c) dix fois (20 requins/mouillage) le nombre moyen de requins par mouillage. La ligne rouge délimite la zone économique exclusive de 200 milles marins du Canada. Source : Godin *et al.* (2015).

Tendances en matière d'habitat

Le manque de données a nui aux études visant à déterminer si l'habitat du requin-taube bleu a changé au fil du temps dans l'UD de l'Atlantique Nord ou dans les eaux canadiennes. Bien que, ces dernières décennies, l'Atlantique Nord ait subi des anomalies de température positives qui pourraient avoir des conséquences sur l'aire de répartition de l'espèce, aucune recherche sur les périodes de migration vers les zones extracôtières et côtières et les tendances en matière de répartition n'a été réalisée.

BIOLOGIE

Cycle vital et reproduction

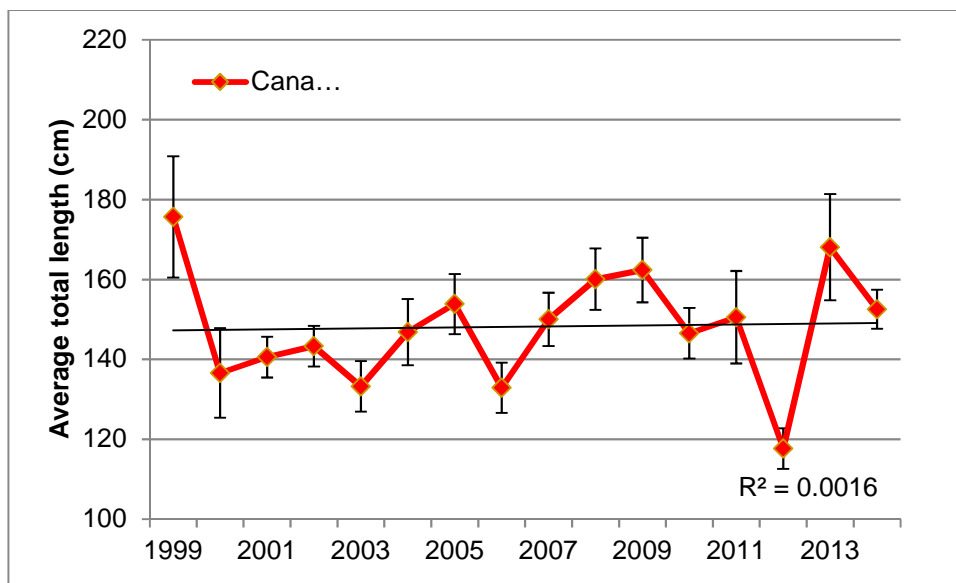
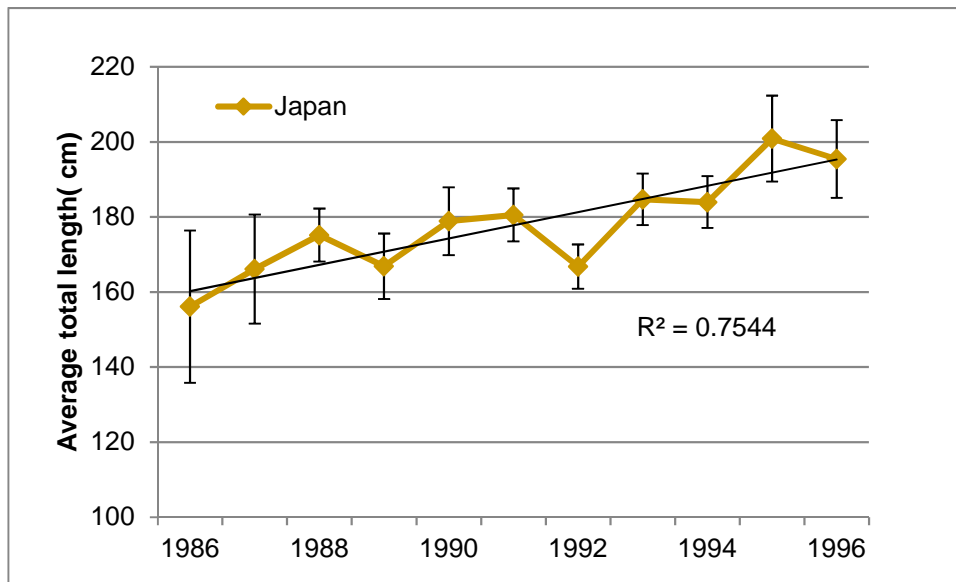
Le requin-taupe bleu est aplacentaire et vivipare, ses embryons en développement se nourrissant des œufs non fécondés pendant la période de gestation, laquelle varie à l'échelle planétaire. Dans l'Atlantique Nord, elle dure de 15 à 18 mois environ, et la taille des portées est de 11 petits en moyenne, et ce, tous les 3 ans (Campana *et al.*, 2004a). La période de mise bas s'étend de la fin de l'hiver au milieu de l'été, et les petits mesurent environ 70 cm de longueur (Mollet *et al.*, 2000).

La validation de l'âge et de la croissance du requin-taupe a donné des résultats variés, selon la technique utilisée et le bassin océanique étudié. Dans l'Atlantique Nord, d'après la validation par la méthode de datation au radiocarbone, l'âge auquel la moitié des individus sont matures est estimé à 8 ans chez les mâles (185 cm de longueur à la fourche [LF]) et à 18 ans chez les femelles (275 cm LF) (Natanson *et al.*, 2006). Selon Campana *et al.* (2004a), qui ont obtenu des estimations semblables de l'âge à la maturité, les femelles restent immatures jusqu'à 18 ans (272 cm LF).

D'après les données sur la longueur des poissons provenant des pêches canadiennes à la palangre pélagique, les individus matures sont rares dans les eaux canadiennes de l'Atlantique ou ne sont pas capturés par les engins de pêche commerciale, ou encore ils sont vraisemblablement en mesure de briser la ligne grâce à leur taille quand ils sont capturés (DFO, 2016). Le pourcentage de mâles matures (longueur totale [LT] > 185 cm) et de femelles matures (LT > 275 cm) rapporté par les observateurs des pêches de 2006 à 2015 est estimé respectivement à 7 % (n = 1 114) et à moins de 1 % (n = 1 025). La taille moyenne des poissons capturés lors des pêches japonaises à la palangre pélagique pratiquées en eaux canadiennes de 1986 à 1996 a augmenté au cours de cette période, tandis que la composition selon la taille dans les pêches canadiennes à la palangre pélagique pratiquées de 1999 à 2014 a varié, sans qu'une tendance ressorte (figure 7).

Selon Bishop *et al.* (2006), la mortalité naturelle (M) du requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord serait de 0,10 à 0,15. Smith *et al.* (1998) a, quant à lui, établi la mortalité naturelle à 0,16.

La durée d'une génération a été calculée au moyen de la formule suivante : $1/\text{mortalité des adultes} + \text{âge où 50 \% des femelles sont en âge de se reproduire}$. La durée d'une génération est donc d'environ 25 ans $[18+(1/0,15)]$.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :
 Average total length (cm) = Longueur totale moyenne (cm)
 Japan = Japon

Figure 7. Distribution de la fréquence des longueurs des requins-taupes bleus capturés par des pêches japonaises à la palangre en eaux canadiennes de 1986 à 1996, ainsi que par des pêches canadiennes à la palangre de 1999 à 2014, répertoriées par les programmes canadiens d'observateurs en mer. Source : M. Showell, 2017, ministère des Pêches et des Océans, comm. pers.

Physiologie et adaptabilité

Les requins-taupes bleus adultes ont probablement des adaptations leur permettant de supporter l'étendue actuelle des changements climatiques, les changements de type de proie et les hausses de température de l'eau puisqu'ils peuvent se déplacer sur de longues distances et se nourrir d'une grande variété d'espèces. De plus, ils occupent un vaste territoire, ce qui les rend moins vulnérables aux phénomènes stochastiques localisés. La physiologie endothermique de l'espèce lui permet de demeurer très active en eaux froides (Carey *et al.*, 1981).

Déplacements et dispersion

Le requin-taube bleu est un grand migrateur; des déplacements sur une distance allant jusqu'à 3 400 km ont été observés (Casey et Kohler, 1992). Les études de marquage classiques montrent que la plupart des recaptures se font à moins de 500 km du site de marquage (Kohler *et al.*, 1998; ICCAT, 2012). Compte tenu de sa préférence pour les eaux chaudes et de sa grande mobilité, il est peu probable que l'espèce passe de longues périodes dans les eaux canadiennes, sauf en été et au début de l'automne. Les requins-taupes bleus marqués et recapturés ($N_{\text{marqués}} = 9\ 218$; $N_{\text{recapturés}} = 1\ 203$) de 1962 à 2012 dans l'Atlantique Nord-Ouest ont révélé une vaste gamme de profils de déplacement, mais surtout des déplacements vers le sud, le sud-est et l'est à partir du site de marquage (figure 1).

Une étude récente de suivi des déplacements des requins-taupes bleus marqués au large de la péninsule du Yucatan, au Mexique ($n = 12$), et au large du Maryland, aux États-Unis ($n = 14$), a montré des déplacements propres à la région et peu de chevauchement des aires de répartition, ce qui semble fournir la preuve d'une structuration spatiale à des échelles plus petites que celle actuellement considérée (Vaudo *et al.*, 2016).

Il n'existe aucun modèle accepté de la migration du requin-taube bleu dans l'Atlantique Nord. Maia *et al.* (2007) ont résumé les connaissances sur la dispersion et la migration dans l'Atlantique Nord. Il semble que les femelles migrent vers les 20 à 30° de latitude nord pour mettre bas, d'après les données selon lesquelles aucune femelle gravide n'a été capturée en dehors de ces latitudes (bien que de telles inférences soient limitées par la disponibilité de données d'observateurs scientifiques). Les mâles ont tendance à fréquenter davantage les latitudes élevées que les femelles, d'après la fréquence des données sur les captures observées, mais cette tendance pourrait être en partie due à la séparation dans la colonne d'eau, où les femelles passeraient plus de temps en profondeur, ou à un effet de la sélectivité des engins de pêche. Schrey et Heist (2003) ont émis l'hypothèse voulant que les femelles soient philopatriques à des lieux de mise bas (qu'il reste à repérer) et que les mâles parcourent de plus grandes distances, en se fondant sur la structure de la population déterminée par les microsatellites et l'ADNmt (voir la section Structure spatiale et variabilité de la population). Il est difficile de mettre au point un modèle de migration accepté, car l'on manque d'information sur les lieux de mise bas et l'on ne comprend pas entièrement les tendances de déplacement des mâles/femelles et des individus immatures/matures sur un cycle annuel.

Relations interspécifiques

Les requins-taupes bleus adultes se nourrissent d'une grande variété d'espèces, principalement des calmars et des poissons osseux (ostéichthyens), dont les thons, les maquereaux, les bonites et l'espadon (*Xiphias gladius*) (Bowman *et al.*, 2000). Selon certaines études, les requins-taupes bleus de grande taille tendent à chasser des proies plus grosses, par exemple d'autres requins, de petits cétacés et des tortues. D'après deux méthodes d'échantillonnage utilisées dans l'ouest de l'Atlantique Nord, le tassergal (*Pomatomus saltatrix*) et le stromaté (*Peprilus triacanthus*) étaient les plus importantes proies, composant respectivement 78 et 31 % de l'alimentation du requin-taupe bleu (Bowman *et al.*, 2000). Il existe des signes de remplacement saisonnier des proies, l'espèce délaissant les calmars pour se tourner vers le tassergal au printemps (MacNeil *et al.*, 2005).

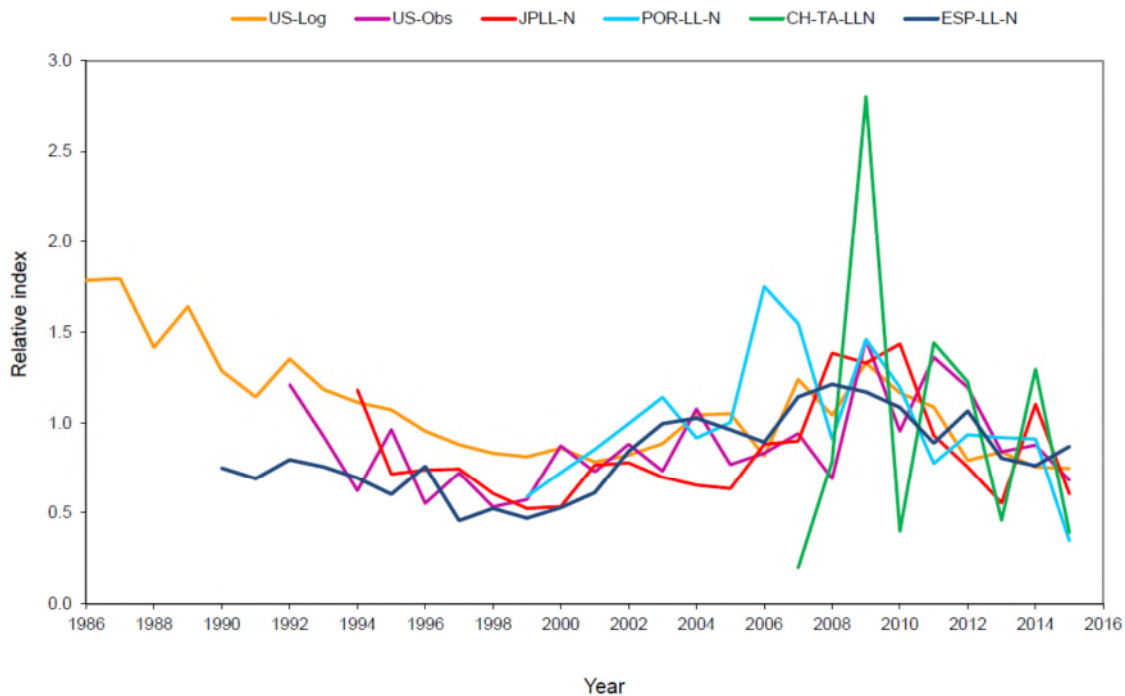
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Activités et méthodes d'échantillonnage

L'information sur l'abondance et les tendances provient principalement d'indices qui dépendent des pêches et de registres de captures. Le requin-taupe bleu est le plus abondant en eaux canadiennes de juin à décembre, période où la température de l'eau est la plus élevée. Les eaux canadiennes ne représentent qu'environ 2,5 % de l'aire de répartition géographique mondiale de la grande population de l'Atlantique Nord. Par conséquent, les indices et les évaluations provenant de l'extérieur du Canada sont pertinents dans l'évaluation de la situation de l'espèce au Canada. Le MPO (Showell *et al.*, 2017) et la CICTA (ICCAT, 2017b) ont tous deux fourni des documents résumant les données d'évaluation de la biologie, des pêches et des stocks dans l'aire de répartition nord-atlantique du requin-taupe bleu, principales sources sur lesquelles est basé le présent rapport de situation.

Les pêches canadiennes s'effectuent à la périphérie de l'aire de répartition de la population de l'Atlantique Nord et, par conséquent, les indices ne doivent pas être considérés séparément des indices qui couvrent la totalité de l'aire de répartition du requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord. La couverture par les observateurs en mer des pêches à la palangre pélagique est d'environ 5 % depuis 2004, et les données sur les prises accessoires de requins-taupes bleus de 1996 à 2014 sont les seules données disponibles pour définir un indice d'abondance et comprendre la démographie de la population au Canada (Showell *et al.*, 2017). Les autres pêches qui interagissent avec le requin-taupe bleu (p. ex. au filet maillant et au chalut) ont une couverture de 1 à 18 % selon la région et le type d'engin (Showell *et al.*, 2017).

Il existe plusieurs indices de taux de capture provenant des débarquements des pêches commerciales à la palangre dans d'autres parties de l'aire de répartition. L'analyse la plus récente des données sur les taux de capture a été revue et publiée par la CICTA (2017). L'analyse de la CICTA a relevé les six séries de taux de capture qui étaient jugées les plus adéquates aux fins d'utilisation dans les modèles d'évaluation des stocks : une des pêches à la palangre du Japon (1994-2015), deux des pêches à la palangre des États-Unis (données d'observateurs de 1992 à 2015, données de journaux de bord de 1986 à 2015); une des pêches à la palangre du Portugal (2000-2015); une des pêches à la palangre de l'Espagne (1990-2015); une des pêches à la palangre du Taïpei chinois (2007-2015) (figure 8).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Relative CPUE = CPUE relatives
 Year = Année
 Catch = Captures
 Std. Abun. Index = Indice d'abondance normalisé
 Year = Année

Figure 8. Indices de CPUE du requin-taube bleu dans l'Atlantique Nord; US-Log = données des journaux de bord des pêches à la palangre des États-Unis; US-Obs = programme des observateurs des pêches à la palangre des États-Unis; JPLL = données des journaux de bord des pêches à la palangre pélagique du Japon; POR-LL = données des journaux de bord des pêches à la palangre pélagique du Portugal; CH-TA-LL = données sur les pêches à la palangre du Taïpei chinois; ESP-LL = données des journaux de bord des pêches à la palangre pélagique de l'Espagne. Figures d'après ICCAT (2017a).

La CICTA (2017b) a accepté trois modèles démographiques. L'évaluation de ces modèles est fondée sur des séries de taux de capture, des données biologiques et de l'information sur les captures. Les trois modèles utilisés étaient : 1) un modèle bayésien de production excédentaire, 2) une évaluation bayésienne de la biomasse et 3) un modèle de synthèse des stocks. Afin de mieux étayer les modèles, la CICTA a affiné son facteur d'estimation des captures pour tenir compte de la mauvaise comptabilisation des captures dans les jeux de données historiques. De ces trois approches de modélisation, neuf simulations de modèle d'évaluation des stocks ont été choisies pour élaborer un avis sur l'état et la gestion des stocks. Les résultats sommaires de ces modèles sont présentés au tableau 1.

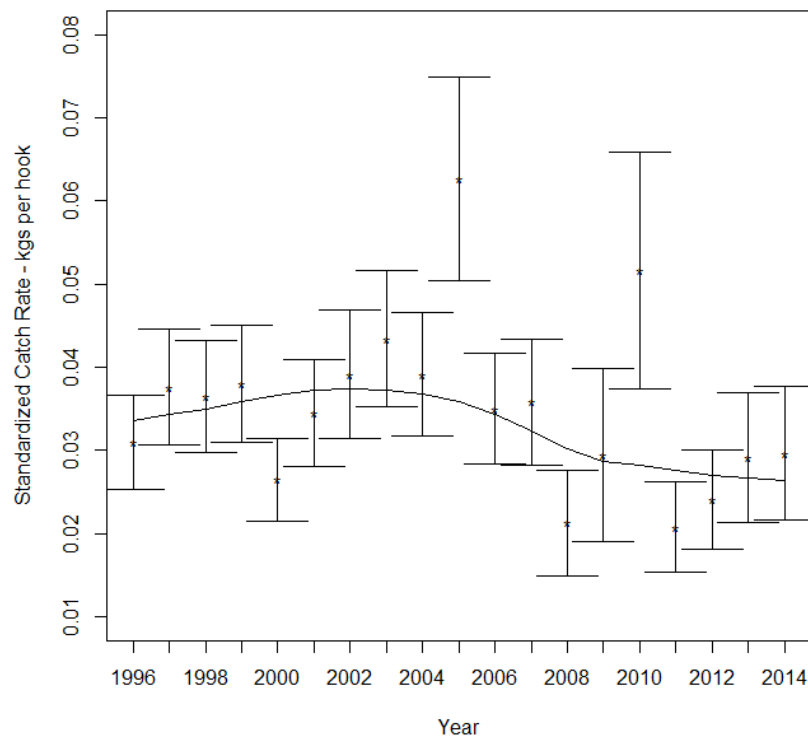
Tableau 1. Sommaire des indices et des évaluations utilisés pour comprendre le statut du requin-taube bleu, population de l'Atlantique Nord.

Indice ou évaluation	Emplacement	Série	Années	Conclusions
Modèle de MLG, taux de prise au Canada	Eaux canadiennes	s.o.	1996-2014	Déclin non significatif
CICTA, indices de CPUE (six séries)	Atlantique du Nord	Données de CPUE	Diverses	Tendance à la baisse depuis 2010.
CICTA, modèle bayésien de production excédentaire	Atlantique du Nord	Série de prises 1 de Schaefer	1950-2015	B_{2015}/B_{REM} 0,85 (CV = 0,2) H_{2015}/H_{REM} 2,97 (CV = 0,47) Probabilité de surpêche passée/actuelle = 82 %
		Série de prises 2 de Schaefer	1971-2015	B_{2015}/B_{REM} 0,75 (CV = 0,21) H_{2015}/H_{REM} 3,58 (CV = 0,45) Probabilité de surpêche passée/actuelle = 92 %
		Série généralisée de prises 1	1950-2015	B_{2015}/B_{REM} 0,78 (CV = 0,23) H_{2015}/H_{REM} 1,93 (CV = 0,48) Probabilité de surpêche passée/actuelle = 98 %
		Série généralisée de prises 2	1971-2015	B_{2015}/B_{REM} 0,63 (CV = 0,24) H_{2015}/H_{REM} 2,41 (CV = 0,44) Probabilité de surpêche passée/actuelle = 97 %
CICTA, modèle bayésien de biomasse	Atlantique du Nord	Série de prises 1 de Schaefer	1950-2015	B_{2015}/B_{REM} 0,76 (plage de 95 % = 0,51 à 1,09) H_{2015}/H_{REM} 3,7 (plage de 95 % = 1,46 à 10,6) Probabilité de surpêche passée/actuelle = 92,6 %
		Série de prises 1 de Pella	1950-2015	B_{2015}/B_{REM} 0,61 (plage de 95 % = 0,41 à 0,87) H_{2015}/H_{MEM} 4,1 (plage de 95 % = 1,6 à 11,4) Probabilité de surpêche passée/actuelle = 99,9 %
		Série de prises 2 de Schaefer	1950-2015	B_{2015}/B_{REM} 0,69 (plage de 95 % = 0,43 à 1,04) H_{2015}/H_{REM} 4,38 (plage de 95 % = 1,61 à 12,4) Probabilité de surpêche passée/actuelle = 95,8 %
		Série de prises 2 de Pella	1950-2015	B_{2015}/B_{REM} 0,57 (plage de 95 % = 0,35 à 0,85) H_{2015}/H_{REM} 4,17 (plage de 95 % = 1,57 à 11,4) Probabilité de surpêche passée/actuelle = 99,3 %
CICTA, modèle de synthèse des stocks	Atlantique du Nord	Série 3	1950-2015	F_{2015}/F_{REM} 4,38 (CV = 0,11) SSF_{2015}/SSF_{REM} 0,95 (CV = 0,48) Probabilité de surpêche passée/actuelle = 56 %

Fluctuations et tendances

Indice canadien

Campana *et al.* (2004a) a élaboré un indice d'abondance fondé sur les indices de taux de capture canadiens normalisés provenant de la pêche à la palangre pélagique, qui a ensuite été utilisé pour mettre à jour la série de taux de capture (figure 9; Fowler et Campana, 2009; Showell *et al.*, 2017). La mise à jour la plus récente (figure 9) montre une baisse des taux de capture comparativement aux données du début de la série, mais cette baisse n'est pas statistiquement significative. Les variables qui expliquent l'utilité limitée de l'indice canadien sont notamment le petit nombre de sorties annuelles en mer avec observateurs au cours desquelles des prises de requins-taupes bleus ont été réalisées (fourchette : 11-95) et la faible couverture spatiale non seulement dans l'aire de répartition canadienne, mais aussi dans l'aire de répartition à l'échelle de l'Atlantique Nord.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Standardized Catch Rate – kgs per hook = Taux de capture normalisé – kg par hameçon
Year = Année

Figure 9. Taux de capture normalisés de requins-taupes bleus des pêches à la palangre pélagique dans la Région des Maritimes du MPO (1996-2014) sur le plateau néo-écossais. La courbe lisse représente la fonction LOWESS. Source : Showell *et al.* (2017).

Indices de CPUE dans l'Atlantique Nord

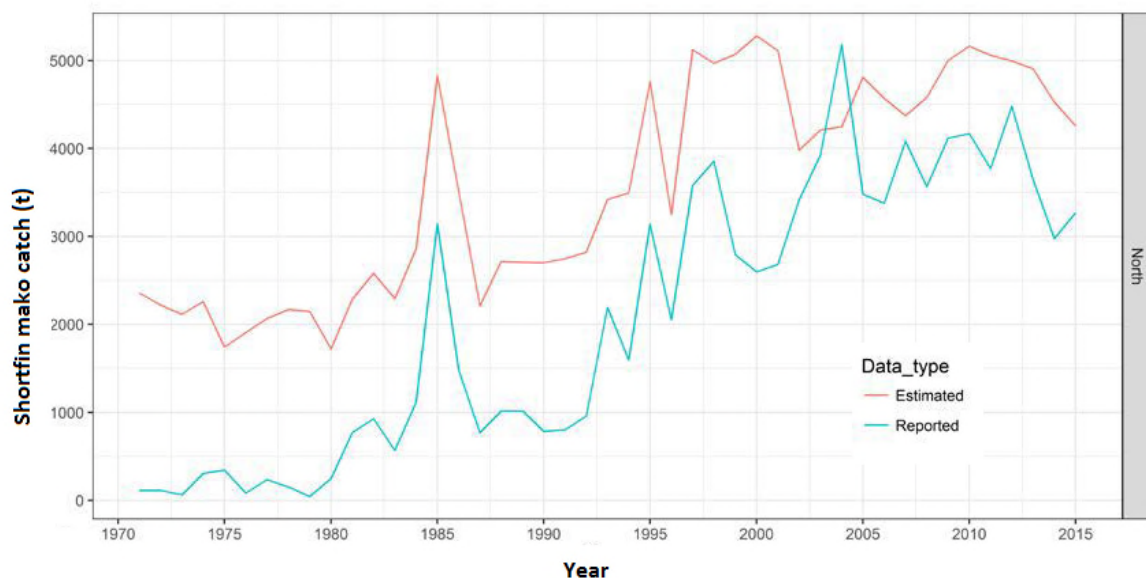
La CICTA a examiné et mis à jour les indices de captures par unité d'effort (CPUE) utilisés dans ses évaluations des stocks de 2012 en vue de l'évaluation de 2017. Les six séries de CPUE utilisées pour l'évaluation des stocks de 2017 ont montré des tendances généralement à la baisse du stock de l'Atlantique Nord depuis environ 2010 (figure 8).

Abondance

L'évaluation la plus récente de la population de requins-taupes bleus de l'Atlantique Nord entreprise par la CICTA (2017b) utilise deux séries de données sur les captures de 2015, des paramètres de croissance actualisés et trois modèles démographiques différents. La CICTA s'est basée sur un total de neuf simulations de modèle acceptées pour évaluer la situation de la population.

Une représentation juste des captures est un élément important des modèles. À cause du manque d'uniformité de la déclaration et de la non-déclaration de tous les requins, surtout au début de la série chronologique, l'on n'a pas considéré que les captures déclarées de requins-taupes bleus reflètent exactement la prise réelle. Une nouvelle série de captures a été reconstituée sur la base des rapports entre le requin-taupe bleu et les espèces ciblées (thons et espadon) dans la partie la plus récente de la série chronologique, en supposant que le rapport historique reste valable pour le rapport actuel. L'évaluation de la CICTA en 2017 a utilisé à la fois les séries chronologiques estimées et les séries chronologiques déclarées de diverses simulations de modèle (figure 10).

Des estimations de l'abondance ont été fournies avec les mesures de la biomasse de la population et de la fécondité du stock reproducteur (FSR). Les deux peuvent être considérées comme des estimations raisonnables du nombre d'individus matures dans la population. La structure de la taille de la population dans l'Atlantique est jugée stable au cours de la période d'évaluation (Coelho *et al.*, 2017).



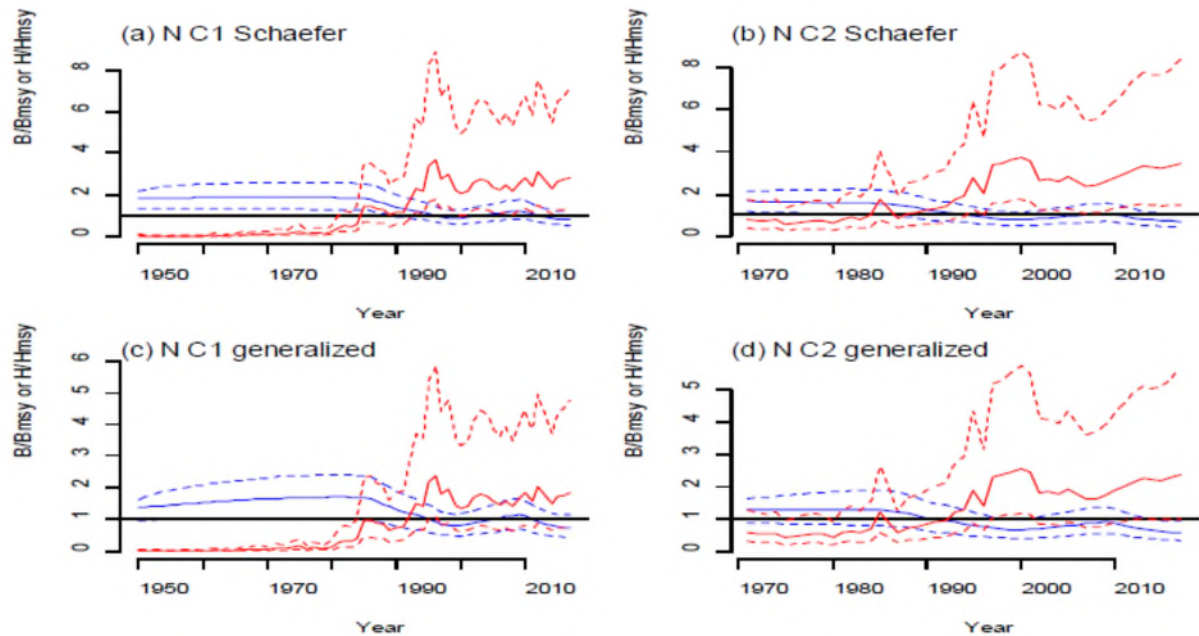
Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Shortfin mako catch (t) = Prises de requins-taupes bleus (t)
 Data_type = Type de données
 Estimated = Prises estimées
 Reported = Prises déclarées
 Year = Année

Figure 10. Séries chronologiques de prises déclarées et estimées de requins-taupes bleus (t) du stock de l'Atlantique Nord, de 1971 à 2015. Source : ICCAT (2017a).

Modèle bayésien de production excédentaire

On a utilisé un modèle bayésien de production excédentaire (BSP, pour *bayesian surplus production model*) pour estimer la situation de la population en incorporant les captures estimées ainsi que les indices de taux de capture susmentionnés : série tirée des journaux de bord des pêches à la palangre des États-Unis, série tirée des pêches à la palangre du Japon, série tirée des pêches à la palangre du Portugal, série tirée des pêches à la palangre de l'Espagne et série tirée des pêches à la palangre du Taïpei chinois. Trois applications logicielles différentes ont été utilisées, dont une seule (BSP2-JAGS) a permis d'obtenir quatre variantes de modèle qui ont convergé adéquatement. Ces quatre exécutions de modèle étaient cohérentes, et ont conclu que la biomasse moyenne actuelle est inférieure à B_{REM} , que la moyenne H est supérieure à H_{REM} et que le stock est actuellement surpêché ($B_{2015}/B_{REM} = 0,63$ à $0,85$) et continue de subir une surpêche ($H_{2015}/H_{REM} =$ de $1,93$ à $3,58$) (figure 11, tableau 1). La probabilité que le stock soit surpêché et qu'il continue de subir une surpêche était de $82,1$ à $97,8$ %.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

B/B_{msy} or $H/H_{msy} = B/B_{rem}$ ou H/H_{rem}

Year = Année

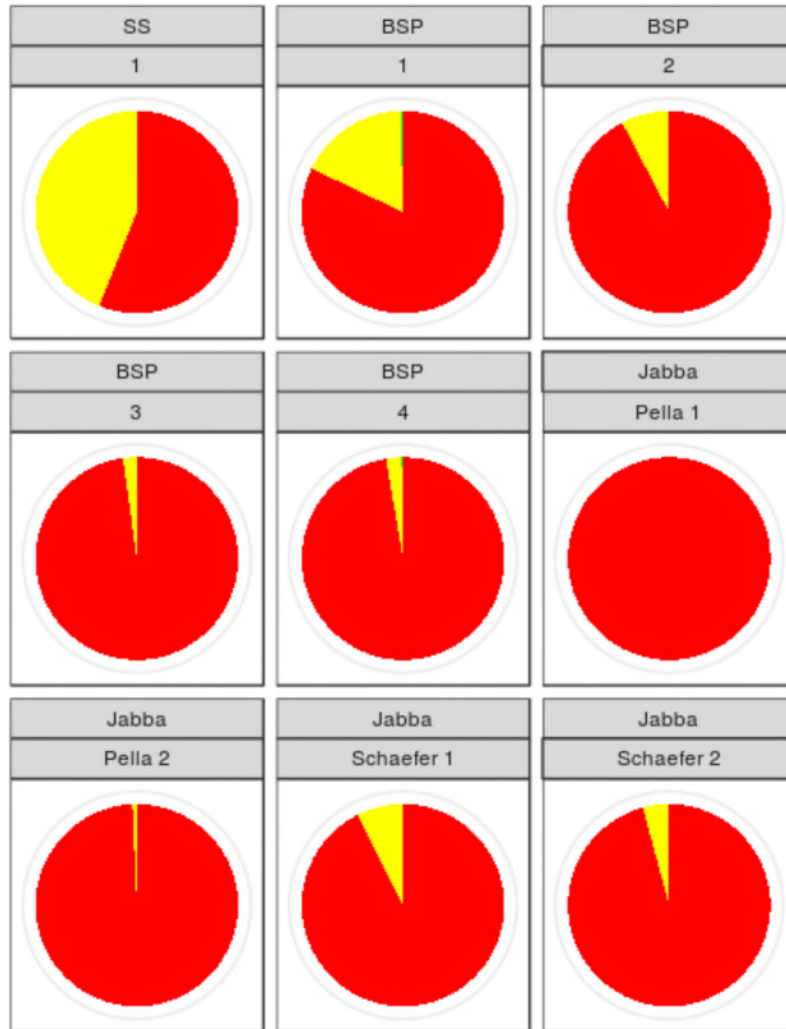
N C1 Schaefer = N C1 Schaefer

N C2 Schaefer = N C2 Schaefer

N C1 generalized = N C1 généralisé

N C2 generalized = N C2 généralisé

Figure 11. Résultats de quatre variations d'un modèle bayésien de production excédentaire pour le requin-taupo bleu de l'Atlantique Nord. Historique de la biomasse (bleu) et du taux de récolte (rouge) pour le modèle a) C1 Schaefer, b) C2 Schaefer, c) modèle de production généralisé C1 et d) modèle de production généralisé C2. Source : ICCAT (2017b).



Kobe Quadrant Kobe Targets Achieved Over Fished or Over Fishing Over Fished & Over Fishing

Veillez voir la traduction française ci-dessous :

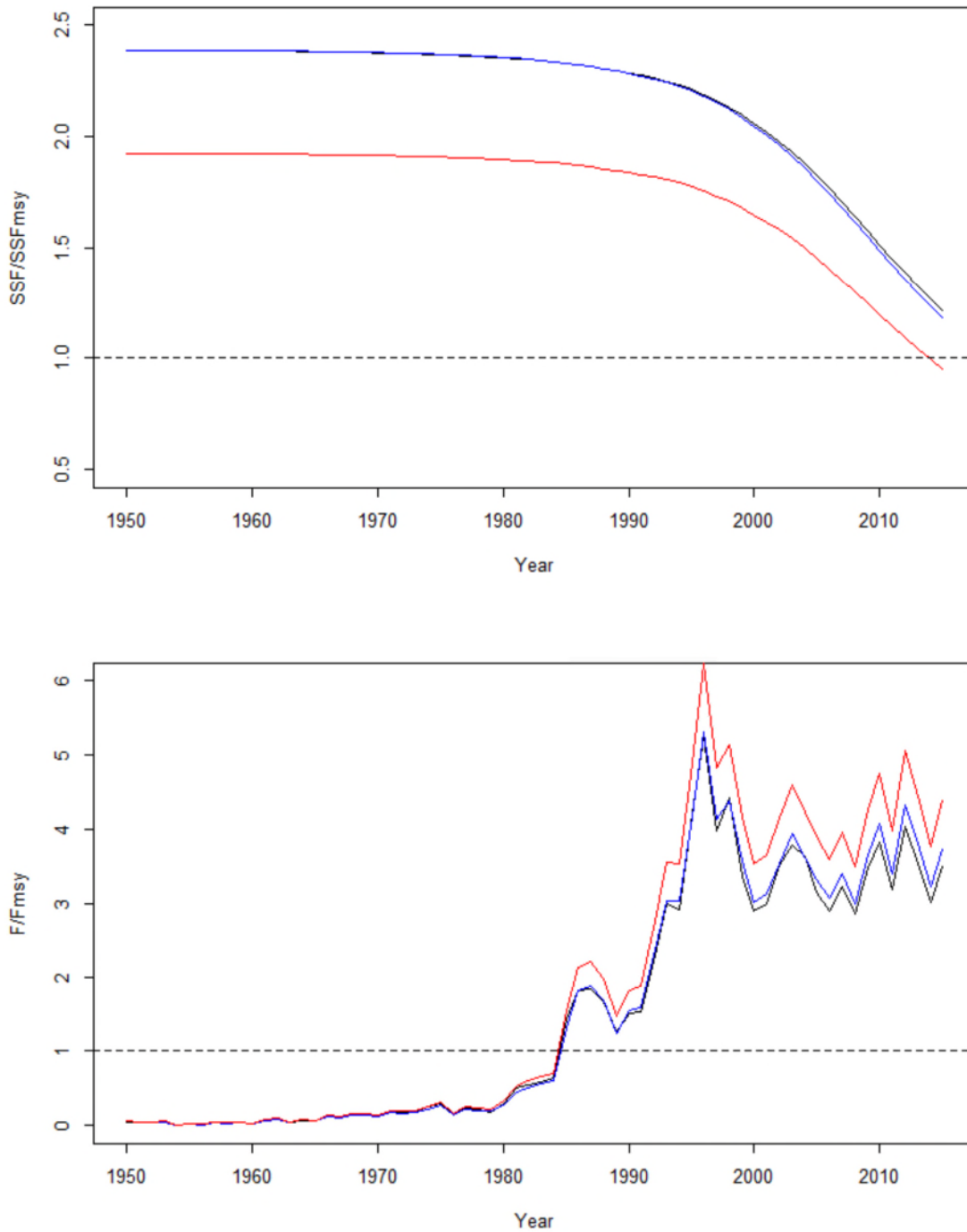
Kobe Quadrant = Quadrant de Kobe

Kobe Targets Achieved = Cibles de Kobe atteintes

Over Fished or Over Fishing = Déjà surpêché ou subissant une surpêche

Over Fished & Over Fishing = Déjà surpêché et continuant de l'être

Figure 12. Résumé des neuf exécutions individuelles de modèle utilisées par la CICTA (ICCAT, 2017b) pour évaluer la population de requins-taupes bleus de l'Atlantique Nord. De gauche à droite, les modèles sont les suivants : SS = synthèse des stocks; BSP1 = BSP2JAGS, série de prises 1, Schaefer; BSP2 = BSP2JAGS, série de prises 1, Schaefer; BSP3 = BSP2JAGS, série de prises 2, généralisé; BSP4 = BSP2JAGS, série de prises 2, généralisée; JABBA Pella, série de prises 1; JABBA Pella, série de prises 2; JABBA Schaefer, série de prises 1; JABBA Schaefer, série de prises.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Year = Année

Figure 13. FSR/FSR_{REM} et F/F_{REM} pour les exécutions 1 (ligne noire), 2 (ligne bleue) et 3 (ligne rouge) du modèle de synthèse des stocks comparativement aux valeurs de REM (ligne tiretée). La CICTA (ICCAT, 2017b) a utilisé l'exécution 3 (ligne rouge) comme fondement de son évaluation. Source : ICCAT (2017b).

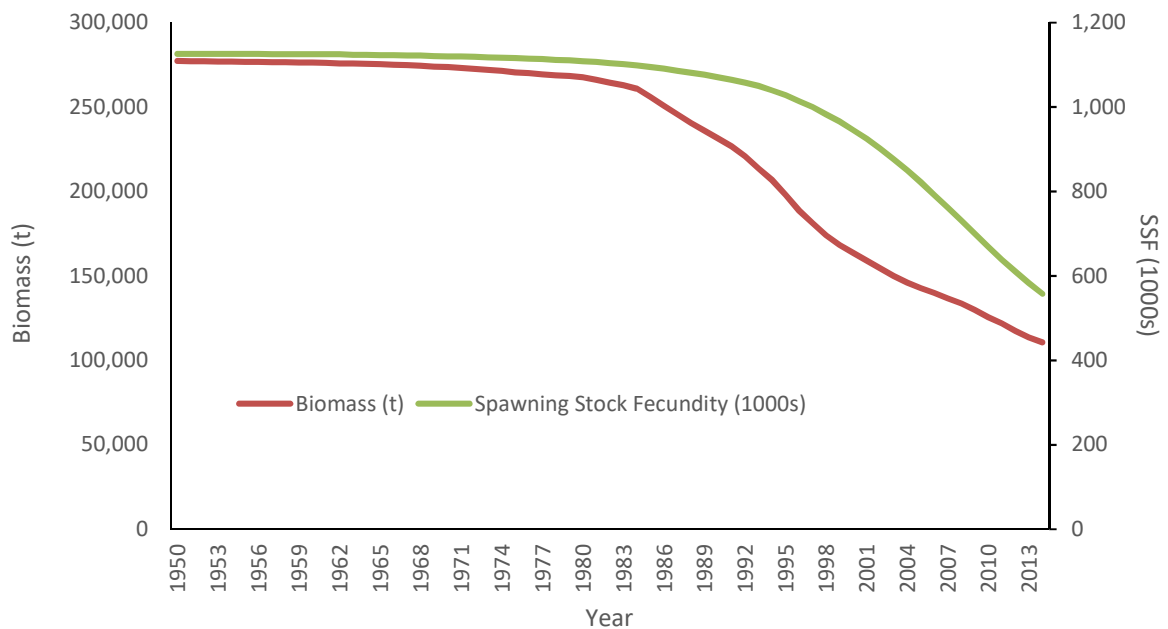
Modèle d'évaluation bayésienne de la biomasse

Une évaluation bayésienne de la biomasse (JABBA) a été appliquée à la série des CPUE de l'Atlantique Nord à l'aide de différents intrants de modèles et de séries de captures pour produire quatre scénarios (ICCAT, 2017b). Tous les scénarios prédisaient systématiquement un appauvrissement de la biomasse d'environ 50 % inférieur à la B_{REM} pour la dernière année d'évaluation, soit 2015. La fourchette d'intervalles de crédibilité à 95 % est entièrement inférieure à la B_{REM} pour tous les scénarios (ICCAT, 2017b). Le modèle JABBA indiquait que le stock était déjà surpêché et qu'il subissait encore une surpêche ($H_{2015}/H_{REM} =$ de 3,75 à 4,37), ce qui donne une probabilité de 92,6 à 99,9 % d'être déjà dans une situation de surpêche et de continuer à subir une surpêche (tableau 1). Les trajectoires estimées de H/H_{REM} sous-entendent que les taux de récolte durables étaient déjà dépassés avant les années 1990 et que, en 2015, ils sont trois à quatre fois plus élevés que les niveaux durables.

Modèle de synthèse des stocks

Trois séries de modèles de synthèse des stocks ont été évaluées et testées pour évaluer la sensibilité des modèles (ICCAT, 2017b). La CICTA a finalement choisi un modèle de base (SS3) qui convergeait raisonnablement bien et produisait des résultats conformes aux données halieutiques et biologiques disponibles (figure 13). L'exécution SS3 a prédit que le stock était probablement déjà surpêché ($FSR_{2015}/FSR_{REM} = 0,95$, où FSR correspond à la fécondité du stock reproducteur) et qu'il subissait encore une surpêche ($F_{2015}/F_{REM} = 4,38$, $CV = 0,11$), ce qui donne une probabilité de 56,1 % d'être déjà dans une situation de surpêche et de continuer à subir une surpêche (figure 13). Le modèle a estimé une B_{1950} de 277 435 t, laquelle a diminué pour s'établir à une B_{2015} de 110 638 t, ce qui correspond à une réduction totale de 60 %, la plus grande partie de la réduction se produisant depuis 1983 (figure 14; ICCAT, 2017b). De même, on estime que la fécondité du stock reproducteur a diminué de 50 % de 1950 à 2015 (figure 14).

Dans l'ensemble, la CICTA (2017b) a conclu que, selon tous les modèles, la probabilité combinée que la population de requins-taupes bleus de l'Atlantique Nord soit déjà surpêchée et continue de subir une surpêche est de 90 % (figure 13).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Biomass (t) = Biomasse (t)

Year = Année

Spawning Stock Fecundity (1000s) = Fécondité du stock reproducteur (en milliers)

SSF (1000s) = FSR (en milliers)

Figure 14. Estimations annuelles de la biomasse totale (t) et de la fécondité du stock reproducteur (FSR, en milliers), d'après le modèle de synthèse des stocks. Figure d'après les données de la CICTA (ICCAT, 2017b; tableau 7) provenant de l'exécution 3 du modèle.

Immigration de source externe

Les individus font partie d'une seule population largement répartie dans la moitié nord de l'océan Atlantique. Les eaux canadiennes ne représentent que 2,5 % de l'aire de répartition géographique totale de l'espèce (et se trouvent en périphérie). Les menaces au Canada représentent seulement une petite portion de toutes les menaces (Showell *et al.*, 2017). Par conséquent, la disparition de l'espèce du pays est très improbable. Si elle devait survenir, une immigration de source externe serait possible à partir de la grande population, à moins que toute la population de l'Atlantique Nord subisse elle aussi un grave déclin.

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

Menaces

Utilisation des ressources biologiques – pêche et récolte de ressources aquatiques

La mortalité due aux pêches est la seule menace qui pèse sur le requin-taube bleu. L'espèce n'est pas ciblée au Canada, mais elle fait l'objet de prises accessoires dans les pêches à la palangre pélagique ciblant les thons et l'espadon, qui sont la principale cause de mortalité. Les pêches au filet maillant et au chalut visant les poissons de fond rapportent un moins grand nombre d'interactions avec l'espèce (tableau 2, figure 15a). Les prises par les pêches récréatives en eaux canadiennes sont considérées comme négligeables (Campana *et al.*, 2004b). En 2018, le MPO a interdit les débarquements de requins-taupes bleus lors de tournois de pêche dans la Région des Maritimes du MPO. Environ 89 % des débarquements déclarés au Canada de 1994 à 2014 proviennent du plateau néo-écossais et ont lieu dans la région Scotia-Fundy (Maritimes) (figure 15b). Les données sur les débarquements au Canada sous-estiment la mortalité causée par les prises accessoires parce que la plupart des rejets d'individus morts ne sont pas déclarés.

Tableau 2. Débarquements canadiens (t) de requins-taupes bleus par année, par engin de pêche et par Région, calculés à partir des bases de données du ZIFF et du SIPMAR. Showell *et al.* (2017).

Année	Région	Palangre	Ligne à main	Filet maillant	Chalut à panneaux	Autre	Tournoi	Total régional	Total annuel
1993	Maritimes			0,3				0,3	3,71
	T.-N.	1,1		2,3		0,0		3,41	
	Québec							0	
	Golfe							0	
1994	Maritimes	117,6	2,3	9,5	1,7	0,1		131,2	142,4
	T.-N.	6,5		4,5				11	
	Québec		0,2					0,2	
	Golfe							0	
1995	Maritimes	88,0	0,2	13,4	0,7	0,5		102,8	111,2
	T.-N.	5,9		2,4				8,3	
	Québec							0	
	Golfe	0,1						0,1	
1996	Maritimes	50,5	0,3	7,8	1,0		0,1	59,6	67,51
	T.-N.	5,6		2,3		0,0		7,91	
	Québec						0,0	0	
	Golfe							0	
1997	Maritimes	90,2	0,2	9,3	1,5			101,2	109,5
	T.-N.	4,0		4,0	0,1			8,1	
	Québec							0	
	Golfe	0,2						0,2	
1998	Maritimes	46,2	0,2	8,0	2,2	0,6		57,2	70,9

Année	Région	Palangre	Ligne à main	Filet maillant	Chalut à panneaux	Autre	Tournoi	Total régional	Total annuel
	T.-N.	9,5		4,0				13,5	
	Québec							0	
	Golfe	0,2						0,2	
1999	Maritimes	45,8		4,8	1,8	0,7		53,1	70,4
	T.-N.	7,8	0,1	9,2	0,1			17,2	
	Québec	0,0						0	
2000	Maritimes	48,2	0,1	5,3	0,4	0,8	0,49	54,8	79,5
	T.-N.	10,7		12,9	0,1	0,5		24,2	
	Québec	0,0					0,3	0,3	
2001	Maritimes	51,2	0,2	5,2	0,2	0,4		57,2	69,7
	T.-N.	8,6		3,6	0,1			12,3	
	Québec	0,0	0,1			0,0		0,1	
2002	Maritimes	54,3	0,3	9,8	0,8	1,3	0,67	66,5	79,3
	T.-N.	6,4	0,1	4,5				11	
	Québec			0,1				0,1	
2003	Maritimes	57,6	0,2	6,8	0,5	1,4	0,40	66,5	74
	T.-N.	6,0		1,4		0,1		7,5	
	Québec	0,0						0	
2004	Maritimes	62,1	0,2	6,8	0,1	1,0	1,00	70,2	81,4
	T.-N.	8,0		3,0				11	
	Québec							0	
2005	Maritimes	71,3	0,5	11,9	0,9	0,9	0,39	85,5	95,7
	T.-N.	5,3		4,4	0,1			9,8	
	Québec							0	
2006	Maritimes	61,5		4,9	0,3		0,39	66,7	70,4
	T.-N.	2,4		1,2				3,6	
	Québec							0	
2007	Maritimes	61,3		6,0	0,8		0,20	68,1	71,3
	T.-N.	1,9		1,0		0,0		2,9	
	Québec							0	
2008	Maritimes	39,3		2,3	0,7	1,3		43,6	45,8
	T.-N.	2,0		0,1				2,1	
	Québec	0,1						0,1	
2009	Maritimes	46,6		1,7	0,2		0,49	48,5	53
	T.-N.								
	Québec								

Année	Région	Palangre	Ligne à main	Filet maillant	Chalut à panneaux	Autre	Tournoi	Total régional	Total annuel
	T.-N.	3,5		0,9				4,4	
	Québec							0	
	Golfe	0,1						0,1	
2010	Maritimes	37,0		0,5	0,1	0,3	0,25	37,9	41,3
	T.-N.	1,5		1,5				3	
	Québec							0	
2011	Maritimes	35,6		0,1		0,1	0,15	35,8	37,6
	T.-N.	1,3						1,3	
	Québec	0,2						0,2	
2012	Maritimes	28,4		0,2	0,5		0,42	29,1	29,7
	T.-N.			0,4				0,4	
	Québec					0,1		0,1	
2013*	Maritimes	34,4		0,4			0,32	35,1	35,3
	T.-N.							0	
	Québec	0,1						0,1	
2014*	Maritimes	53,2		1,5			0,32	35,1	35,3
	T.-N.								
	Québec								
	Golfe								

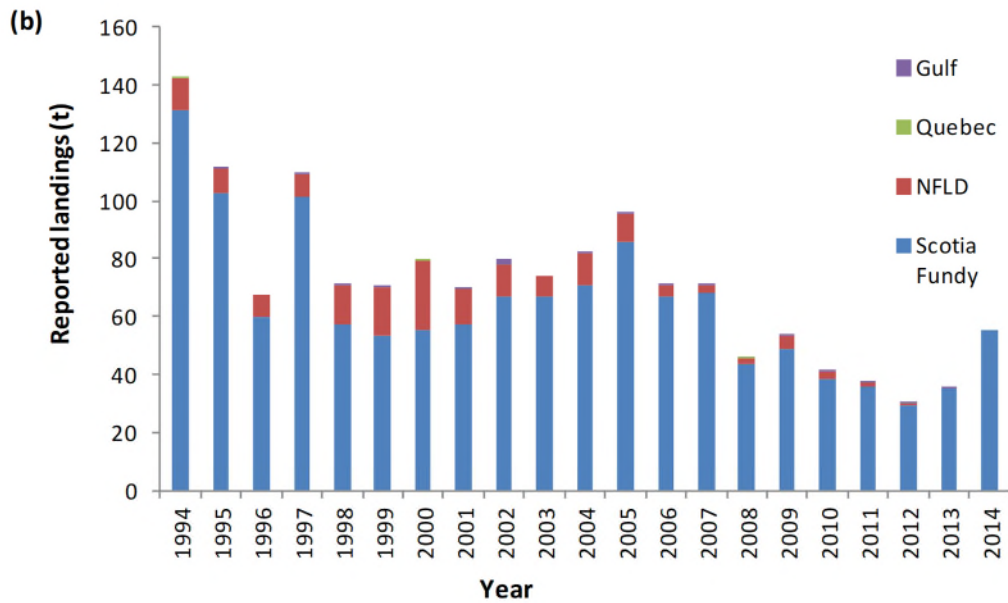
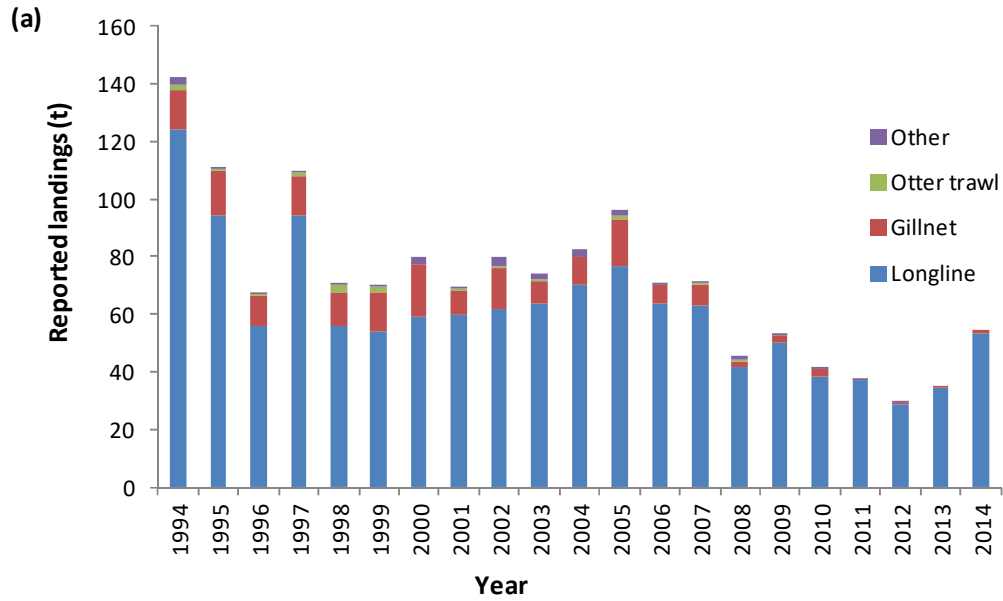
*Les données pour les Régions de Terre-Neuve, du Québec et du Golfe étaient incomplètes au moment de la publication.

Le nombre de débarquements au Canada a baissé depuis 2008. Cette baisse pourrait être notamment expliquée par le fait que la flottille canadienne de palangriers est passée des hameçons en J aux hameçons circulaires (DFO, 2016). À l'extérieur du Canada, les flottilles de palangriers commerciaux des pays étrangers sont les principales sources de mortalité de cette population. Les autres types d'engins et de pêches, dont la pêche récréative aux États-Unis, sont responsables d'un nombre moins élevé de cas de mortalité (figure 16).

À partir de 2015, la flottille canadienne de palangriers dans la Région des Maritimes du MPO a volontairement appuyé les mesures de gestion visant à remettre à l'eau les requins-taupes encore vivants après le retrait de l'engin de pêche. La remise à l'eau des requins-taupes bleus vivant capturés lors de pêches à la palangre pélagique est obligatoire depuis 2018. La survie des individus remis à l'eau dépend des conditions au moment de leur capture et de leur remise à l'eau, qui peuvent varier en fonction de la méthode de capture, des techniques de mouillage des engins, du temps avant le retrait de l'engin, de la taille des requins, du traitement des requins à bord des bateaux et des conditions environnementales (Campana *et al.*, 2015). La mortalité des requins-taupes bleus remis à l'eau dans le cadre des pêches canadiennes à la palangre pélagique s'élève à 49 %, d'après les estimations de la condition des individus au moment de leur remise à l'eau (morts, blessés ou sains). La survie après remise à l'eau des individus blessés et sains a été estimée à 31 % au moyen des balises satellites (n = 33) (figure 17; Campana *et al.*, 2015).

Dans la Région des Maritimes du MPO, la mortalité totale annuelle (1996-2014) a été calculée en appliquant un taux de mortalité de 49 % aux estimations des rejets totaux des pêches à la palangre pélagique, des pêches au chalut à panneaux visant les poissons de fond, des pêches à la palangre visant les poissons de fond et des pêches au filet maillant visant les poissons de fond (Showell *et al.*, 2017). Les rejets estimés de requins morts ont été ajoutés aux débarquements déclarés, ce qui a permis d'obtenir une mortalité totale moyenne de 69 t/an (fourchette : 42-115 t; 1996-2014) (Showell *et al.*, 2017).

Dans la Région de Terre-Neuve-et-Labrador, les estimations des prises accessoires de requins-taupes bleus ont été calculées en extrapolant le rapport des sorties de pêche contrôlées par des observateurs sur les sorties de pêche non contrôlées par des observateurs de 1998 à 2010 de plusieurs pêches (figure 15; Showell *et al.*, 2017). Une très faible couverture par les observateurs (0-3 %) a entraîné un degré très élevé d'incertitude et une fourchette d'estimations allant de quasi nulle à 174 t, avec une moyenne annuelle de 80 t (figure 18). La plupart des prises estimées sont tirées de la pêche au filet maillant ciblant la morue, qui aurait un taux de mortalité de 100 %. Par conséquent, la mortalité totale annuelle au Canada est estimée à 150 t/an.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Reported landings (t) = Débarquements déclarés (t)

Year = Année

Other = Autres

Otter Trawl = Chalut à panneaux

Gillnet = Filet maillant

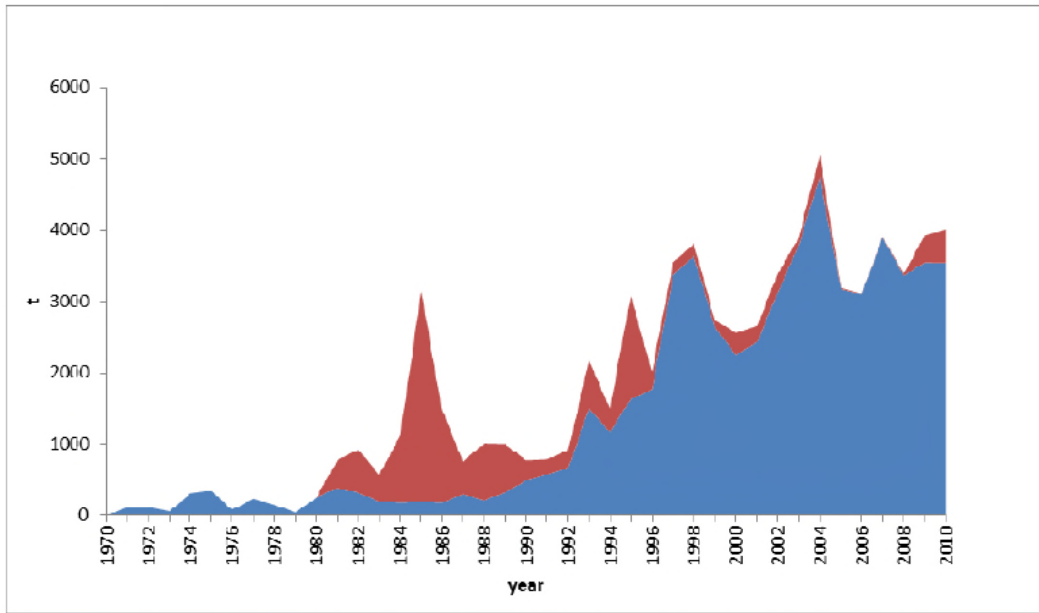
Longline = Palangre

Gulf = Golfe

Quebec = Québec

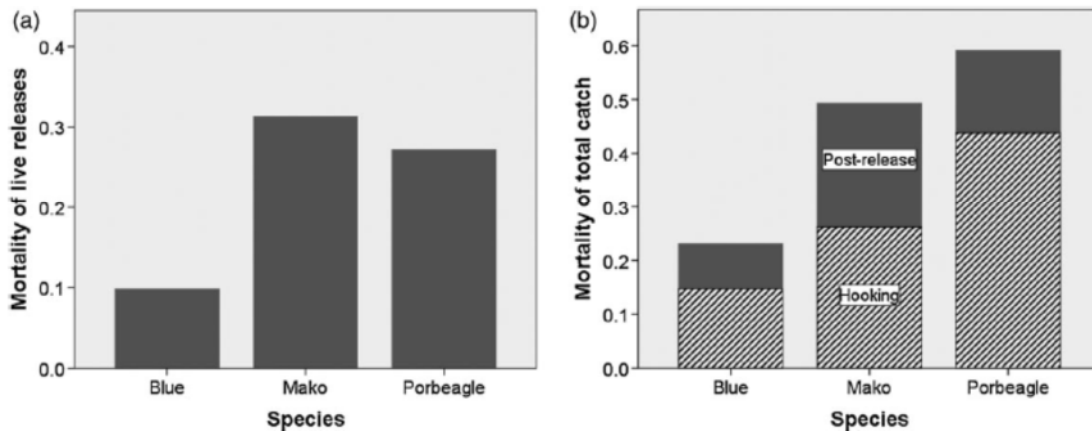
NFLD = T.-N.-L.

Figure 15. Débarquements canadiens de requins-taupes bleus (t) par a) type d'engin (« autres » inclut les débarquements dans le cadre de tournois de pêche, de pêches à la ligne à main et d'autres pêches) tirés des bases de données du ZIFF et du SIPMAR; b) par région de gestion. Les données ne tiennent pas compte des rejets en mer. Source : figure d'après le tableau 2 de Showell *et al.* 2017).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :
Year = Année

Figure 16. Captures estimées de requins-taupes bleus (débarquements et rejets) dans l'Atlantique Nord par des palangriers (bleu) et d'autres engins (rouge). Source : ICCAT (2012).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Mortality of live releases = Mortalité chez les individus remis à l'eau vivants

Mortality of total catch = Mortalité des captures totales

Blue = Requin bleu

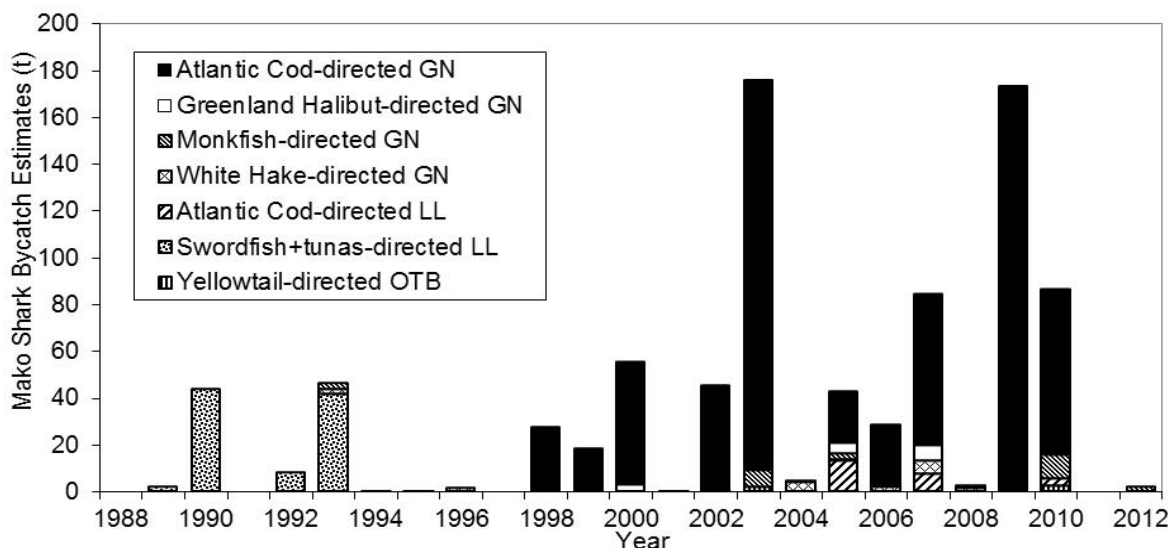
Mako = Requin-taue

Porbeagle = Maraîche

Post-release = Après la remise à l'eau

Hooking = Hameçonnage

Figure 17. Mortalité des requins due à la capture ou à l'hameçonnage dans les pêches commerciales canadiennes à la palangre pélagique dans la Région des Maritimes du MPO, répartie par espèce : a) proportion de requins qui meurent après la remise à l'eau, d'après les BCDD; b) proportion des captures totales qui meurent pendant l'hameçonnage (rayé) et après la remise à l'eau (gris plein). Source : Campana *et al.* (2015).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Mako Shark Bycatch Estimates (t) = Estimations des prises accessoires de requins-taupes

Year = Année

Atlantic Cod-directed GN = FM ciblant la morue franche

Greenland Halibut-directed GN = FM ciblant le flétan noir

Monkfish-directed GN = FM ciblant la baudroie

White Hake-directed GN = FM ciblant la merluche blanche

Atlantic Cod-directed LL = P ciblant la morue franche

Swordfish+tunas-directed LL = P ciblant l'espadon et le thon

Yellowtail-directed OTB = CFP ciblant la limande à queue jaune

Figure 18. Prises accessoires totales annuelles estimées (t) de requins-taupes bleus par espèce ciblée et par engin (FM = filet maillant; P = palangre; CFP = chalut de fond à panneaux) dans la zone économique exclusive du Canada se trouvant dans les divisions 3LNOP, de 1998 à 2010. Les données proviennent des observateurs en mer du Canada et du ZIFF de la Région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO pour des années comparables. Veuillez noter que ces estimations non pondérées sont mises à l'échelle de toutes les pêches et dépendent de la déclaration des débarquements canadiens dans le ZIFF, de même que du degré de couverture annuelle de chaque pêche par le programme des observateurs en mer de la Région de Terre-Neuve-et-Labrador. Source : Showell *et al.* (2017).

La forte incertitude entourant la mortalité par pêche à l'échelle de l'Atlantique Nord découle de la mauvaise comptabilisation des prises, les estimations des rejets en mer étant pratiquement inexistantes et les débarquements ne faisant pas l'objet de déclarations complètes. L'exactitude des débarquements déclarés s'est améliorée après 1996, année où la CICTA a exigé la déclaration des débarquements de requins.

La plus grande partie des prélèvements proviennent de pêches pratiquées à l'extérieur du Canada. De 1996 à 2015, les débarquements annuels moyens déclarés s'élevaient à 2 395 t, mais ce nombre est considéré comme une sous-estimation. Étant donné la sous-déclaration des débarquements et des rejets, la CICTA (ICCAT, 2012; 2017) a fourni de meilleures estimations en calculant le rapport entre les débarquements de requins-taupes bleus et les débarquements totaux de thons et d'espadons de chaque flottille ces dernières années, puis en le multipliant par la somme des débarquements de thons et d'espadons chaque année historique (figure 11). De 1996 à 2015, les estimations de débarquements annuels fondées sur ce rapport étaient en moyenne de 4 673 t (fourchette : 3 247-5 278 t). Toutefois, ces estimations fondées sur les débarquements ne tiennent pas compte des rejets de requins en mer et ne représentent ainsi que des taux de mortalité minimale. Si l'on utilise la mortalité totale annuelle moyenne estimée pour le Canada (soit 150 t), les pêches canadiennes seraient responsables d'environ 4 % de la mortalité globale en termes de poids. Les mesures imposées sur les pêches canadiennes à la palangre pélagique devraient permettre de diminuer encore plus la mortalité en eaux canadiennes.

Comme le décrit la section Biologie ci-dessus, les femelles matures sont rarement capturées dans les pêches canadiennes. Les données des observateurs recueillies de 2006 à 2015 indiquent que seulement 1 % des femelles observées capturées ont atteint la maturité sexuelle. Toutefois, ce constat doit être interprété avec prudence, car la faible couverture annuelle par les observateurs des pêches canadiennes entraîne un degré élevé d'incertitude dans les estimations.

Le requin-taupe bleu renferme des teneurs élevées en contaminants, dont des PCB, des DDT, des pesticides et du mercure (Lyons *et al.*, 2013). Toutefois, l'on ne sait pas si ces teneurs représentent une source de mortalité pour la population.

Facteurs limitatifs

Les populations de requins-taupes bleus, comparativement à celles d'autres espèces de requins, ont une faible productivité, qui limite leur capacité de se rétablir une fois qu'elles sont appauvries. La CICTA (ICCAT, 2012) a réalisé une analyse de productivité et de sensibilité de 20 populations de requins et déterminé que la faible productivité par rapport à celle d'autres espèces de requins était principalement due au temps que les femelles prennent pour atteindre la maturité et à leur cycle de reproduction de 3 ans (tableau 3; ICCAT, 2012).

Tableau 3. Productivité (r, taux intrinsèque d'augmentation des populations par année, an⁻¹) et durée d'une génération de 20 stocks de requins et de raies pélagiques, par ordre décroissant. Les estimations de la productivité sont des médianes; les limites de confiance à 80 % sont aussi indiquées. Source : ICCAT (2012).

Stock	Productivité (r)	LCI	LCS	Durée d'une génération (ans)
Requin bleu (Atlantique Nord)	0,314	0,279	0,345	8,2
Requin bleu (Atlantique Sud)	0,299	0,264	0,327	9,8
Pastenague violette (Atlantique Nord)	0,230	0,181	0,279	6,2
Requin-marteau commun	0,225	0,213	0,237	13,4
Requin-tigre	0,190	0,180	0,200	15,6
Requin longimane	0,121	0,104	0,137	10,4
Requin-marteau halicorne (Atlantique Sud)	0,121	0,110	0,132	21,6
Requin-renard	0,121	0,099	0,143	11,0
Requin-marteau halicorne (Atlantique Nord)	0,096	0,093	0,107	21,6
Requin soyeux (Atlantique Nord)	0,078	0,065	0,090	14,4
Grand requin-marteau	0,070	0,069	0,071	27,1
Requin-taupe bleu	0,058	0,049	0,068	25,0
Maraîche	0,052	0,044	0,059	20,3
Pastenague violette (Atlantique Sud)	0,051	0,004	0,096	6,6
Requin obscur	0,043	0,035	0,050	29,6
Requin soyeux (Atlantique Sud)	0,042	0,029	0,054	16,5
Requin de nuit	0,041	0,028	0,053	14,9
Petit requin-taupe	0,029	0,020	0,038	25,2
Requin gris	0,010	0,005	0,024	21,8
Requin-renard à gros yeux	0,009	0,001	0,018	17,8

Nombre de localités

Le requin-taupe bleu a une vaste aire de répartition dans tout l'Atlantique Nord. Il est susceptible d'être capturé dans plusieurs (probablement plus de 10) pêches internationales. Au sens accordé par le COSEPAC, chaque pêcherie pourrait être considérée comme une « localité », où une menace particulière pesant sur la population serait associée à chaque localité; cependant, la plupart des « localités » se trouvent à l'extérieur du Canada.

PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS

Statut et protection juridiques

Le requin-taupe bleu ne fait l'objet d'aucune pêche dirigée dans l'Atlantique canadien, et il n'y a pas non plus de plan de gestion intégrée des pêches (PGIP) qui supervise la gestion des requins. L'espèce est plutôt gérée dans le cadre des PGIP des pêches qui capturent des requins en tant que prises accessoires (p. ex. la pêche à la palangre pélagique visant l'espadon dans la Région des Maritimes du MPO). De plus, l'Atlantic Canada Conservation Action Plan for Selected Shark Species (CAP) a récemment été approuvé. Ce plan d'action a été élaboré afin de mettre à jour le Plan d'action national pour la conservation et la gestion des requins du Canada (DFO, 2007) en réponse au Plan d'action international pour la conservation et la gestion des requins de la FAO (FAO, 1999). Le CAP a pour objectif de gestion principal de s'assurer que les activités humaines n'exercent pas d'effets néfastes inacceptables sur l'écosystème, mais il ne fournit pas de plans d'action pour aider à conserver les espèces de requins pélagiques.

Une limite non restrictive de 100 t de requins-taupes bleus vise les pêches à la palangre pélagique dans la Région des Maritimes du MPO. Depuis peu, la remise à l'eau des requins-taupes bleus vivants est obligatoire dans les pêches canadiennes à la palangre pélagique dans la Région des Maritimes du MPO, ce qui devrait réduire les débarquements et la mortalité dans les années à venir, mais aucune mesure ne limite les interactions de requins avec les engins de pêche. Pour soutenir cette mesure obligatoire, le Fonds mondial pour la nature-Canada (WWF-Canada) a élaboré le guide *Shark Fishing – Best Catch, Handle and Release Practices*, qui a été remis aux responsables de tournois de pêche aux requins et aux groupes de pêche de la Région des Maritimes du MPO pour aider à réduire la mortalité des requins après leur remise à l'eau. Depuis 2018, il n'est plus permis de conserver les requins-taupes bleus capturés lors de tournois de pêche. Pour obtenir leur permis de pêche, les palangriers pélagiques canadiens dans la Région des Maritimes du MPO doivent consigner dans des journaux de bord les prises de requins-taupes bleus, et ils doivent utiliser des hameçons circulaires corrodables pour réduire les prises accessoires et la mortalité après remise à l'eau. Dans les pêches aux poissons de fond (engins fixes) de la Région de Terre Neuve-et-Labrador, les débarquements de requins sont réglementés de sorte que les requins ne représentent pas plus que 10 % des pêches ciblant les espèces de poissons de fond (en poids); aucune autre mesure de protection n'existe.

Les prises accessoires de requins-taupes bleus sont débarquées en tant que produits alimentaires, et le requin-taube bleu a plus de valeur que le requin bleu (*Prionace glauca*), espèce souvent capturée par les mêmes pêches. Dans l'Atlantique canadien, les pêches aux poissons de fond utilisant des filets maillants et des palangres doivent observer une politique sur les débarquements de requins entiers adoptée par le Canada, qui vise à s'assurer que les requins pélagiques ont encore les ailerons naturellement fixés à leur carcasse, et ce, avant la pesée et la comptabilisation par un vérificateur à quai au point de débarquement. Par ailleurs, aux termes du *Règlement de pêche de l'Atlantique*, les pêches dans l'Atlantique canadien qui utilisent des chaluts de fond ou des sennes coulissantes ne sont pas autorisées à conserver les prises accessoires de requins-taupes bleus. Cette interdiction ne réduit cependant pas les interactions entre les requins et les engins de pêche. L'ablation des nageoires de requin (où les nageoires sont retirées et conservées alors que le corps du requin, parfois vivant, est rejeté en mer) est interdite depuis 1994 au Canada. Il convient toutefois de souligner que, en raison de la valeur de la chair du requin-taube bleu, celui-ci est moins touché par le problème d'ablation des nageoires. Néanmoins, il est à noter que le Canada autorise la vente de nageoires de requin à l'intérieur de ses frontières, tout comme il permet leur exportation vers des marchés étrangers.

Statuts et classements non juridiques

Le COSEPAC a évalué le requin-taube bleu pour la première fois en 2006 et l'avait alors désigné « espèce menacée », mais celui-ci n'a pas reçu de protection juridique aux termes de la *Loi sur les espèces en péril* du Canada. Le COSEPAC a réévalué la population et l'a cotée « espèce préoccupante » en 2017, avant l'évaluation exhaustive de la CICTA (ICCAT, 2017b). La dernière évaluation du requin-taube bleu (de l'Atlantique) a été réalisée en 2018 par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), qui l'a coté « en voie de disparition ». La National Oceanographic and Atmospheric Administration (NOAA) des États-Unis a décrit le statut de la population comme suit : surpêchée et susceptible de faire encore l'objet d'une surpêche (NOAA, 2018).

Protection et propriété de l'habitat

L'habitat du requin-taube bleu se trouve dans la zone économique exclusive (ZEE) du Canada, au large de la côte atlantique, et est géré principalement par Pêches et Océans Canada. Aucune mesure de protection spécifique n'est actuellement appliquée à l'habitat occupé par le requin-taube bleu. En eaux internationales à l'extérieur du Canada, aucune zone n'est actuellement désignée aux fins de protection de l'habitat du requin-taube bleu.

REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS

Le rédacteur remercie Mark Showell, Mark Fowler, Warren Joyce, Mike McMahon, Mark Simpson et Carolyn Miri, qui ont mené les travaux pour le document de recherche du Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS). Merci à Christie Whelan de son aide et à Aurélie Cosandey-Godin, de la WWF, d'avoir fourni ses analyses.

SOURCES D'INFORMATION

- Bishop, S.D.H., M.P. Francis, C. Duffy et J.C. Montgomery. 2006. Age, growth, longevity and natural mortality of the shortfin mako shark (*Isurus oxyrinchus*) in New Zealand waters. *Marine and Freshwater Research*. 57: 143-154.
- Bowman, R.E., C. E. Stillwell, W.L. Michaels et M.D. Grosslein. 2000. Food of northwest Atlantic fishes and two common species of squid. NOAA Technical Memorandum NMFS-NE 155, 138 p.
- Campana, S.E., L. Marks et W. Joyce. 2004a. Biology, fishery and stock status of shortfin mako sharks (*Isurus oxyrinchus*) in Atlantic Canadian Waters. Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2004/094.
- Campana, S.L. Marks, W. Joyce et N. Kohler. 2004b. Influence of recreational and commercial fishing on blue shark (*Prionace glauca*) population in Atlantic Canadian waters. Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2004/069. 67 p.
- Campana, S.E., W. Joyce, M. Fowler et M. Showell. 2015. 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 Journal of Marine Science*, doi:10.1093/icesjms/fsv234
- Carey, F.G., J.M. Teal et J.W. Kanwisher. 1981. The visceral temperature of mackerel sharks (Lamnidae). *Physiological Zoology* 54: 334-344.
- Casey, J.G. et N.E. Kohler. 1992. Tagging studies on the shortfin mako shark (*Isurus oxyrinchus*) in the western North Atlantic. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 43: 45-60.
- R. Coelho, A. Domingo, D. Courtney, E. Cortés, F. Arocha, K-M. Liu, K. Yokawa, S. Yasuko, F. Hazin, D. Rosa et P.G. Lino. 2017. A revision of the Shortfin Mako catch-at-size in the Atlantic using observer data. *Collective Volume of Scientific Papers International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas* 74(4) 1562-1578.
- 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). United Nations Food and Agricultural Organization Species Catalogue for Fishery Purposes 1(2) Rome, FAO. 269 pp.
- DFO. 2007. National plan of action for the conservation and management of Sharks. Ottawa, Canada. 31 p. [Également disponible en français : MPO. 2007. Plan d'action national pour la conservation et la gestion des requins, Ottawa, Canada. 34 p.]
- DFO. 2016. Proceedings of the Zonal Peer Review Pre-COSEWIC Assessment for Shortfin Mako (*Isurus oxyrinchus*) in Atlantic Canada ; September 16-17, 2015. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Proceedings Series. 2015/062.

- Fernandez-Costa, J. B. Garcia-Cortes, A. Ramos-Cartelle et J. Mejuto. 2017. Updated standardized catch rates of shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) caught by the Spanish surface longline fishery targeting swordfish in the Atlantic Ocean during the period 1990-2015. Collective Volume of Scientific Papers. International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas, 74(4):1730-1745.
- Fowler, G.M. et S.E. Campana 2009. Commercial by-catch rates of Shortfin Mako (*Isurus oxyrinchus*) from longline fisheries in the Canadian Atlantic. Collective Volume of Scientific Papers. International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas 64(5) 1668-1676.
- Heist, E.J., J. A. Musick et J. E. Graves. 1996. Genetic population structure of the shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) inferred from restriction fragment length polymorphism analysis of mitochondrial DNA. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53:583–588.
- Godin, A., T. Wimmer et B. Worm. 2015. Pre-COSEWIC Assessment for Shortfin Mako: Bycatch and discard in Canadian fisheries. Unpublished paper presented to Pre-COSEWIC meeting, September 16-17, 2015, Bedford Institute of Oceanography, Bedford, Nova Scotia.
- FAO. 1999. International Plan of Action for reducing incidental catch of seabirds in longline fisheries. International Plan of Action for the conservation and management of sharks. International Plan of Action for the management of fishing capacity. Rome, FAO. 26p. [Également disponible en français : FAO. 1999. Plan d'action international visant à réduire les captures accidentelles d'oiseaux de mer par les palangriers. Plan d'action international pour la conservation et la gestion des requins. Plan d'action international pour la gestion de la capacité de pêche. Rome, FAO. 27 p.]
- ICCAT. 2012. Shortfin mako stock assessment and ecological risk assessment meeting. https://www.iccat.int/Documents/Meetings/Docs/2012_SHK_ASS_ENG.pdf [consulté en août 2018]. [Également disponible en français : ICCAT. 2012. Réunion de 2012 d'évaluation du stock de requin-taupe bleu et d'évaluation des risques écologiques. https://www.iccat.int/Documents/Meetings/Docs/2012_SHK_ASS_FRA.pdf.]
- ICCAT. 2017a. Report of the Standing Committee on Research and Statistics (SCRS). https://www.iccat.int/Documents/Meetings/Docs/2017_SCRS_REP_ENG.pdf [consulté en août 2018]. [Également disponible en français : ICCAT. 2017a. Rapport du Comité permanent pour la recherche et les statistiques (SCRS). https://www.iccat.int/Documents/Meetings/Docs/2017_SCRS_REP_FRA.pdf.]
- ICCAT. 2017b. Report of the 2017 ICCAT shortfin mako assessment meeting. https://www.iccat.int/Documents/Meetings/Docs/2017_SMA_ASS_REP_ENG.pdf [consulté en août 2018]. [Également disponible en français : ICCAT. 2017b. Rapport de la réunion ICCAT de 2017 d'évaluation du requin-taupe bleu. https://www.iccat.int/Documents/Meetings/Docs/2017_SMA_ASS_REP_FRA.pdf.]
- Kohler, N. E., J.G. Casey et P.A. Turner. 1998. NMFS cooperative shark tagging program, 1962-93: an atlas of shark tag and recapture data. Marine Fisheries Review 60:1-87.

- Loefer, J.K., G. R. Sedberry et J.C. McGovern. 2005. Vertical movements of a shortfin mako in the western North Atlantic as determined by pop-up satellite tagging. *Southeastern Naturalist* 4:237–246.
- Lyons, K., A. Carlisle, A. Preti, C. Mull, M. Blasius, J. O’Sullivan, C. Winkler et C.G. Lowe. 2013. Effects of trophic ecology and habitat use on maternal transfer of contaminants in four species of young of the year lamniform sharks. *Marine Environmental Research* 90: 27-38.
- MacNeil, M. A., G. B. Skomal et A. T. Fisk. 2005. Stable isotopes from multiple tissues reveal diet switching in sharks. *Marine Ecological Progress Series* 302: 199-206.
- Maia, A., N. Queiroz, H.N. Cabral, A. M. Santos et J.P. Correia. (2007). Reproductive biology and population dynamics of the shortfin mako, *Isurus oxyrinchus* Rafinesque, 1810, off the southwest Portuguese coast, eastern North Atlantic. *Journal of Applied Ichthyology* 23: 246–251.
- Mollet, H.F., G. Cliff, H.L. Pratt Jr. et J.D. Stevens. 2000. Reproductive biology of the female shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, with comments on the embryonic development of lamnoids. *Fisheries Bulletin* 98:299-318.
- Natanson, L.J., N.E. Kohler, D. Ardizzone, G.M. Cailliet, S.P. Wintner et H.F. Mollet 2006. Validated age and growth estimates for the shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, in the North Atlantic Ocean. *Environmental Biology of Fishes* 77: 376-383.
- NOAA. 2018. North Atlantic shortfin Mako shark stock status. <https://www.fisheries.noaa.gov/species/atlantic-shortfin-mako-shark> [consulté en août 2018].
- 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. et H. Winker. 2019. *Isurus oxyrinchus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019: Website e.T39341A2903170. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-1.RLTS.T39341A2903170.en> [téléchargé le 7 mai 2019].
- Schrey, A.W. et E.J. Heist. 2003. Microsatellite analysis of population structure in the shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60:670-675.
- Showell, M.A., G.M. Fowler, W. Joyce, M. McMahon, C.M. Miri et M.R. Simpson. 2017. Current status and threats to the North Atlantic shortfin mako shark (*Isurus oxyrinchus*) population in Atlantic Canada. DFO Can. Science Advisory Secretariat Research Document 2017/039. v + 45 p.
- Showell, M.A., comm. pers. 2017. *Correspondance par courriel avec J. Neilson*. Avril 2017. Biologiste, ministère des Pêches et des Océans, Région des Maritimes, Dartmouth (Nouvelle-Écosse).
- Smith, S.E., D.W. Au, et C. Show. 1998. Intrinsic rebound potentials of 26 species of Pacific sharks. *Marine and Freshwater Research* 49:663-678.

Taguchi, M., T. Kitamura et K. Yokawa. 2011. Genetic population structure of shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) inferred from mitochondrial DNA on inter-oceanic scale. International Scientific Committee for Tuna and Tuna-Like Species in the North Pacific Ocean Shark Working Group Workshop, 19-21 July 2011.

Vaudo, J. J., M.E. Byrne, B.M. Wetherbee, G.M. Harvey et M.S. Shivji. 2016. Long-term satellite tracking reveals region-specific movements of a large pelagic predator, the shortfin mako shark, in the western North Atlantic Ocean. *Journal of Applied Ecology*. 10.1111/1365-2664.12852

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DU RÉDACTEUR DU RAPPORT

Scott Wallace travaille dans les domaines de la conservation et de la gestion des océans depuis 1995 et se spécialise dans les espèces en péril et les pêches durables. Il a travaillé pour le gouvernement, des ONGE et des universités. Il a rédigé le rapport de situation du COSEPAC sur le requin-taupe bleu de 2006 et de 2017. Il a été membre du Sous-comité de spécialistes des poissons marins du COSEPAC de 2007 à 2015. Il est titulaire d'un doctorat de l'Université de la Colombie-Britannique.