

# Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur le

## **Milandre** *Galeorhinus galeus*

au Canada



**PRÉOCCUPANTE**  
2021

**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. 2021. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le milandre (*Galeorhinus galeus*) au Canada, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, xii + 54 p. (<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril.html>).

Rapport(s) précédent(s) :

COSEPAC. 2007. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le milandre (*Galeorhinus galeus*) au Canada, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. vii + 35 p. ([www.registrelep.gc.ca/Status/Status\\_f.cfm](http://www.registrelep.gc.ca/Status/Status_f.cfm)).

Note de production :

Le COSEPAC remercie Geoffrey Osgood et Julia Baum d'avoir rédigé le rapport de situation sur le milandre (*Galeorhinus galeus*) au Canada, 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 et Bruce Leaman, coprésidents du Sous-comité de spécialistes des poissons marins.

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](mailto:ec.cosepac-cosewic.ec@canada.ca)  
[www.cosepac.ca](http://www.cosepac.ca)

Also available in English under the title "COSEWIC assessment and status report on the Tope *Galeorhinus galeus* in Canada."

Illustration/photo de la couverture :

Milandre – photo : domaine public, D. Ross Robertson, Smithsonian Institution.

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2021.

N° de catalogue CW69-14/523-2021F-PDF

ISBN 978-0-660-39825-9



## COSEPAC Sommaire de l'évaluation

### Sommaire de l'évaluation – Avril 2021

**Nom commun**

Milandre

**Nom scientifique**

*Galeorhinus galeus*

**Statut**

Préoccupante

**Justification de la désignation**

Les individus de cette espèce de requin de la côte du Pacifique sont considérés comme formant une seule population migratrice au large de la côte ouest de l'Amérique du Nord. Plus de 800 000 individus, principalement des adultes de grande taille, ont été pêchés pour leur foie entre 1937 et 1949. En 2012, l'abondance de la population à l'échelle de la côte a été estimée à environ 10 % de son abondance passée. Les taux de capture des pêches commerciales et les relevés par navire de recherche indiquent une plus grande abondance dans les eaux canadiennes entre 2012 et 2018 qu'entre 2003 et 2011. Les prises accessoires dans les pêches commerciales au chalut et à la palangre ciblant les poissons de fond, qui se poursuivent à de faibles taux au Canada et aux États-Unis, représentent la principale menace continue pesant sur l'espèce. Il est interdit de cibler et de conserver ce requin au Canada, mais l'on ignore quels sont les taux de mortalité après la remise à l'eau. Le rétablissement de la population est davantage limité par le faible taux de croissance et la faible fécondité de l'espèce.

**Répartition au Canada**

Océan Pacifique, Colombie-Britannique

**Historique du statut**

Espèce désignée « préoccupante » en avril 2007. Réexamen et confirmation du statut en mai 2021.



## COSEPAC Résumé

### Milandre *Galeorhinus galeus*

#### Description et importance de l'espèce sauvage

Le milandre (*Galeorhinus galeus*), aussi appelé requin-hâ ou requin à grands ailerons, et *Tope* ou *Souffin Shark* en anglais, est l'une des 46 espèces appartenant à la famille des Triakidés. Il constitue le seul représentant de cette famille sur la côte canadienne du Pacifique.

La structure de population du milandre est en grande partie inconnue, bien que le flux génique entre les individus du Pacifique Nord-Est semble indiquer qu'il s'agit d'une seule population. Le milandre est considéré comme une espèce migratrice : il se déplace vers le nord le long de la côte du Pacifique Nord-Est pendant l'été, et vers le sud, en eaux plus profondes, pendant l'hiver. Les milandres qui fréquentent les eaux canadiennes du Pacifique et ceux qui fréquentent les eaux au large de la côte ouest de l'Amérique du Nord sont considérés comme formant une seule unité désignable.

#### Répartition

Le milandre est répandu et se rencontre dans des mers situées entre 68° N et 55° S de latitude, dans les océans Pacifique et Atlantique Nord et Sud. L'espèce se trouve dans le Pacifique Nord-Est, depuis le nord de la Colombie-Britannique (une seule mention dans le golfe d'Alaska, au large des États-Unis) jusqu'au golfe de Californie, ainsi que dans les eaux au large du Pérou et du Chili.

#### Habitat

Le milandre préfère des eaux plus froides du plateau continental, où il se rencontre depuis la proximité immédiate des côtes jusqu'aux eaux du large à une profondeur atteignant 471 m. L'espèce se trouve près du fond, mais se déplace entre des milieux pélagiques et benthiques sur des périodes de plusieurs mois, comme en témoigne leur capture par des palangres flottantes pélagiques et des chaluts de fond. Les petits et les juvéniles fréquentent des habitats côtiers peu profonds pendant un à deux ans avant de se déplacer vers le large. Il n'existe aucune mesure de protection directe de l'habitat du milandre au Canada à l'exception de la zone de protection marine des récifs d'éponges siliceuses du détroit d'Hécate et des zones de l'Initiative de conservation des récifs d'éponges siliceuses dans le détroit de Georgia et la baie Howe, qui sont petites par

rapport à l'aire de répartition du milandre au Canada et qui ne sont pas situées dans l'habitat principal de l'espèce.

## **Biologie**

Le cycle de reproduction de l'espèce serait de un à trois ans, et la période de gestation, de un an. Le milandre est ovovivipare : les femelles portent de 6 à 52 petits qui naissent entre mars et juillet et qui mesurent alors en moyenne de 24 à 37 cm de longueur totale. Le comportement de reproduction du milandre est peu connu.

Le milandre a une croissance lente et atteint un âge maximal d'au moins 40 ans. Les femelles atteignent la maturité vers 13 à 17 ans, et les mâles, vers 12 à 17 ans. La durée d'une génération est estimée à 23 ans. Dans le Pacifique Est, les femelles atteignent la maturité à une longueur de 150 cm, et les mâles, à une longueur de 135 cm. Dans le Pacifique Nord-Est, la longueur maximale est de 195 cm pour les femelles et de 175 cm pour les mâles.

Des études de marquage limitées portent à croire qu'au moins quelques individus migrent entre la Californie et le détroit d'Hécate et peuvent parcourir de longues distances sur une courte période. Les déplacements sont limités dans les bassins océaniques profonds.

## **Taille et tendances des populations**

Des relevés de recherche indiquent une tendance positive de la population au large de la Californie, de 1994 à 2018, et au large de la Colombie-Britannique, de 2012 à 2018, contrairement à la période de 1994 à 2011. Cependant, les données provenant de ces relevés ne fournissent aucun indice d'abondance solide et couvrent une courte série chronologique pour cette espèce longévive. Une augmentation de la zone d'occupation dans le détroit d'Hécate, à l'est de Haida Gwaii, pourrait refléter une croissance de la population ainsi qu'une amélioration du processus de déclaration, ou des changements dans l'aire de répartition latitudinale en raison de récents épisodes de réchauffement. Un faible nombre de prises dans le cadre de relevés de recherche et un faible taux de croissance intrinsèque porte à croire que la diminution demeure importante en comparaison de l'abondance présumée plus élevée dans les années 1930.

## **Menaces et facteurs limitatifs**

La pêche intensive qui visait principalement les milandres adultes a eu lieu entre 1937 et 1949 dans l'ensemble de l'aire migratoire de l'espèce dans le Pacifique Nord-Est. Cette pêche dirigée a probablement causé une diminution considérable de la biomasse des adultes. Pêche et Océans Canada a présenté en 2014 des codes de conduites concernant la manipulation et la remise à l'eau de requins dans les prises accessoires, mais l'efficacité de ces mesures n'est pas encore connue; on attend les résultats de recherche sur le taux de mortalité après la remise à l'eau au Canada.

## **Protection, statuts et classements**

Le milandre a été désigné comme étant une espèce préoccupante à l'échelle mondiale par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) en 2006, d'après les critères A2bd+3d+4bd, bien que ces données ne tiennent pas compte du Canada. Avant la présente évaluation, le milandre a été désigné comme étant une espèce préoccupante par le COSEPAC en 2007 et il a été inscrit selon le même statut à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* en 2009.

Depuis 2011, il est interdit de cibler et de conserver le milandre dans les pêches commerciales et récréatives en Colombie-Britannique, et les individus doivent être remis à l'eau vivants et de manière à les blesser le moins possible.

## RÉSUMÉ TECHNIQUE

*Galeorhinus galeus*

Milandre

Tope

Répartition au Canada (province/territoire/océan) : Océan Pacifique, Colombie-Britannique

### Données démographiques

Durée d'une génération (généralement, âge moyen des parents dans la population; indiquez si une méthode d'estimation de la durée d'une génération autre que celle qui est présentée dans les lignes directrices de l'UICN [2011] est utilisée)	23 ans (voir la section <b>Biologie : Cycle vital et reproduction</b> )
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures?	Non
Pourcentage estimé de déclin continu du nombre total d'individus matures sur [cinq ans ou deux générations].	L'espèce n'est pas considérée comme étant en déclin.
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].	Inconnu
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 a) clairement réversibles et b) comprises et c) ont effectivement cessé?	a) Oui b) Oui c) Oui, bien qu'il existe encore un faible taux de mortalité lié aux prises accessoires.
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Peu probable

### Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence	La zone d'occurrence dans les eaux canadiennes est estimée à 171 591 km <sup>2</sup> ; 113 142 km <sup>2</sup> (masses terrestres non comprises; voir la section <b>Répartition : Aire de répartition canadienne</b> ).
--	---

Indice de zone d'occupation (IZO) (Fournissez toujours une valeur établie à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté.)	L'IZO est estimé à environ 19 300 km <sup>2</sup> (voir la section <b>Répartition : Aire de répartition canadienne</b> ).
La population totale est-elle gravement fragmentée, c.-à-d. 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 supérieure à la distance de dispersion maximale présumée pour l'espèce?	a) Peu probable b) Peu probable
Nombre de localités* (utilisez une fourchette plausible pour refléter l'incertitude, le cas échéant)	Le concept de localité ne s'applique pas.
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence?	Inconnu, mais peu probable
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de l'indice de zone d'occupation?	Inconnu, mais peu probable (voir la section <b>Répartition</b> ).
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de sous-populations?	On ignore si la population dans le Pacifique Nord-Est compte des populations régionales ou des sous-populations, mais un tel déclin est peu probable (voir la section <b>Description et importance de l'espèce sauvage : Structure spatiale et variabilité de la population</b> ).
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de localités*?	Non
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue ou la qualité] de l'habitat?	Inconnu, mais peu probable (voir la section <b>Habitat</b> ).
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de sous-populations?	Inconnu
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités*?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Inconnu, mais peu probable
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation?	Inconnu, mais peu probable

#### Nombre d'individus matures dans chaque sous-population

Sous-population (utilisez une fourchette plausible)	Nombre d'individus matures
Inconnu (l'ensemble du Pacifique Nord-Est)	Nombre estimé à 89 000 femelles
Total	

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

### 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].

Inconnu. Aucune analyse quantitative n'a été réalisée.

### 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? Oui.

- i. IUCN 5 – Utilisation des ressources biologiques (faible)
  - a. Prises accessoires dans les pêches au chalut et à la palangre (faible)

Quels autres facteurs limitatifs sont pertinents?

Une maturité tardive se traduit par une longue durée d'une génération; faible fécondité.

### Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur les plus susceptibles de fournir des individus immigrants au Canada.	Les individus immigrants proviennent très probablement des eaux états-uniennes; ils font partie de la même UD et ont donc le même statut.
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	L'immigration depuis les États-Unis est probable, car des données de marquage et des données génétiques semblent indiquer qu'il s'agit de la même population reliée par un flux génique (voir la section <b>Description et importance de l'espèce sauvage : Structure spatiale et variabilité de la population</b> ).
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?	Probablement
Les conditions se détériorent-elles au Canada <sup>+</sup> ?	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?	Oui

### Nature délicate de l'information sur l'espèce

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

### Historique du statut

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

**COSEPAC**

Espèce désignée « préoccupante » en avril 2007. Réexamen et confirmation du statut en mai 2021.

**Statut et justification de la désignation**

<b>Statut</b> Préoccupante	<b>Code alphanumérique</b> Sans objet
<b>Justification de la désignation</b> Les individus de cette espèce de requin de la côte du Pacifique sont considérés comme formant une seule population migratrice au large de la côte ouest de l'Amérique du Nord. Plus de 800 000 individus, principalement des adultes de grande taille, ont été pêchés pour leur foie entre 1937 et 1949. En 2012, l'abondance de la population à l'échelle de la côte a été estimée à environ 10 % de son abondance passée. Les taux de capture des pêches commerciales et les relevés par navire de recherche indiquent une plus grande abondance dans les eaux canadiennes entre 2012 et 2018 qu'entre 2003 et 2011. Les prises accessoires dans les pêches commerciales au chalut et à la palangre ciblant les poissons de fond, qui se poursuivent à de faibles taux au Canada et aux États-Unis, représentent la principale menace continue pesant sur l'espèce. Il est interdit de cibler et de conserver ce requin au Canada, mais l'on ignore quels sont les taux de mortalité après la remise à l'eau. Le rétablissement de la population est davantage limité par le faible taux de croissance et la faible fécondité de l'espèce.	

**Applicabilité des critères**

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Sans objet. Après une diminution considérable inférée au cours de la période de 1937 à 1949, les activités importantes d'exploitation ont cessé en 1949. Les données recueillies au cours des trois dernières générations ne permettent pas d'inférer, de prévoir ou de présumer de manière fiable une diminution de la population, et la menace ayant provoqué cette diminution historique a cessé. Même si les taux de capture commerciale et les relevés par navire de recherche indiquent une augmentation de l'abondance dans les eaux canadiennes, les données disponibles ne couvrent qu'une petite partie de la période de trois générations.
Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) : Sans objet. La zone d'occurrence de 113 142 km <sup>2</sup> et l'IZO de 19 300 km <sup>2</sup> dépassent les seuils.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Sans objet. Le nombre d'individus matures est supérieur à 1 000; il n'y a aucune indication de déclin continu.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Sans objet. Le nombre d'individus matures est supérieur à 1 000.
Critère E (analyse quantitative) : Sans objet. Aucune analyse n'a été effectuée.

## PRÉFACE

Le milandre dans le Pacifique Nord-Est a été évalué pour la dernière fois par le COSEPAC en 2007. Deux analyses génétiques récentes de la population mondiale indiquent que la population du Pacifique Nord-Est, en Amérique du Nord, est une population distincte et que le flux génique entre cette population et les populations en Amérique du sud, en Afrique, dans l'Atlantique Nord et en Australie est faible. Ces analyses ont également révélé que les principaux obstacles à la dispersion du milandre, qui n'étaient pas bien compris à l'époque du dernier rapport de situation, sont notamment les grands bassins océaniques et les eaux chaudes.

Les tendances récentes liées à l'abondance de la population sont interprétées à partir de relevés et de données sur les pêches commerciales. Il existe des indications d'une augmentation des effectifs depuis la publication du dernier rapport de situation fondées sur un relevé au filet fixe en Californie, le relevé à la ligne fixe de la Commission internationale du flétan du Pacifique (CIFP) (pour lequel la moyenne modélisée des prises de milandres à une station a augmenté de sept fois de 2003 à 2018), et les prises accessoires déclarées dans les pêches commerciales. On ignore encore à quel point ces augmentations reflètent la croissance de la population, puisque l'amélioration du processus de déclaration et des changements dans la répartition causés par des épisodes de réchauffement des océans peuvent en être en partie responsables. L'indice de zone d'occupation a aussi probablement augmenté, d'après une répartition spatiale plus grande des prises dans les pêches commerciales et les relevés de recherche, en particulier dans le détroit d'Hécate. La constance de l'effort de pêche antérieur et continu dans la région appuie cette augmentation de la zone d'occupation.

Les données sur la population ne sont toujours pas suffisantes pour établir un indice d'abondance relative du milandre ou pour évaluer la taille de sa population; cependant, le relevé à la ligne fixe de la CIFP pourrait permettre d'établir un indice d'abondance relative à l'avenir.



## 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 (2021)

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

## **Milandre** *Galeorhinus galeus*

au Canada

2021

## TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE .....	7
Nom et classification.....	7
Description morphologique.....	7
Structure spatiale et variabilité de la population .....	8
Unités désignables .....	9
Importance de l'espèce.....	9
RÉPARTITION .....	9
Aire de répartition mondiale.....	9
Aire de répartition canadienne.....	10
Zone d'occurrence et zone d'occupation .....	14
Activités de recherche .....	15
HABITAT.....	17
Besoins en matière d'habitat .....	17
Tendances en matière d'habitat.....	18
BIOLOGIE .....	18
Cycle vital et reproduction .....	18
Physiologie et adaptabilité .....	20
Déplacements et dispersion .....	20
Relations interspécifiques.....	24
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS.....	25
Abondance et tendances.....	25
Immigration de source externe .....	29
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS .....	30
Menaces.....	30
Facteurs limitatifs.....	35
Nombre de localités.....	35
PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS .....	35
Statuts et protection juridiques .....	35
Statuts et classements non juridiques .....	36
Protection et propriété de l'habitat.....	37
REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS .....	37
Experts contactés .....	38
SOURCES D'INFORMATION .....	38
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT .....	44

## Liste des figures

- Figure 1. Illustration du milandre. Source : Compagno, 1984. .... 7
- Figure 2. Répartition mondiale du milandre (zones ombrées en orange). Source : liste rouge de l’UICN (IUCN, 2012). .... 10
- Figure 3. Aire de répartition canadienne et zone d’occurrence (polygone jaune) du milandre fondées sur des observations faites dans le cadre de relevés de recherche et les pêches commerciales au chalut et à la ligne et à l’hameçon entre 1996 et 2018, y compris les données du relevé à la ligne fixe de la CIFP, de 1998 à 2018, et les observations de milandres vivants effectuées par le personnel de la RPNPR entre 1996 et 1999. Chaque point fondé sur les prises dans les pêches jusqu’en 2016 représente le centre d’un carré de 5 km de côté dans lequel les prises sont déclarées. Sources : bases de données PacHarv, PacHarvTrawl, GFFOS, GFBio, PacHarvHL et PacHarvSable; relevé à la ligne fixe de la CIFP; relevé de recherche sur le saumon en haute mer de la COIV; relevé sur les espèces pélagiques de la COIV; relevé intégré des écosystèmes pélagiques; observations dans la RPNPR. .... 12
- Figure 4. Répartition en profondeur des traits de chalut et des calées de ligne dans la pêche commerciale du poisson de fond pour l’ensemble de la région côtière entre 2003 et 2018, avec prises de milandres (gris foncé), par rapport à l’effort total de pêche au chalut par profondeur (gris clair). Les deux lignes verticales délimitent l’intervalle de profondeur où 95 % des captures de milandres ont été faites. Sources : bases de données PacHarv, PacHarvTrawl, GFFOS, GFBio, PacHarvHL, PacHarvSable et du relevé à la ligne fixe de la CIFP..... 13
- Figure 5. Répartition des observations de milandres par rapport aux eaux peu ou moyennement profondes (zone en gris clair : de 20 à 500 m) vraisemblablement préférées dans les eaux canadiennes du Pacifique, en fonction des prises dans les pêches commerciales au chalut et à la ligne et à l’hameçon et des relevés de recherche au chalut et à la ligne et à l’hameçon effectués de 1996 à 2018. Les observations comprennent notamment les données du relevé à ligne fixe de la CIFP de 1998 à 2018 et les observations de milandres vivants effectuées par le personnel de la RPNPR de 1996 à 1999. Chaque point fondé sur les prises dans les pêches jusqu’en 2016 représente le centre d’un carré de 5 km de côté dans lequel les prises sont déclarées. Sources : bases de données PacHarv, PacHarvTrawl, GFFOS, GFBio, PacHarvHL et PacHarvSable; relevé à la ligne fixe de la CIFP; relevé de recherche sur le saumon en haute mer de la COIV; relevé sur les espèces pélagiques de la COIV; relevé intégré des écosystèmes pélagiques; observations dans la RPNPR. .... 14
- Figure 6. Capture par unité d’effort (prises de milandres en kilogrammes par nombre de traits) le long de la côte de la Colombie-Britannique d’après les prises du relevé à la ligne fixe de la CIFP a) de 1998 à 2008 et b) de 2009 à 2019; prises dans les pêches commerciales au chalut et à la ligne et à l’hameçon c) de 2003 à 2011 et d) de 2012 à 2018. Sources : bases de données PacHarv, PacHarvTrawl, GFFOS, GFBio, PacHarvHL et PacHarvSable; relevé à la ligne fixe de la CIFP..... 16

- Figure 7. Nombre de traits effectués le long de la côte de la Colombie-Britannique dans les pêches commerciales au chalut et à la ligne et à l'hameçon a) de 2003 à 2012 et b) de 2012 à 2018. Sources : bases de données PacHarv, PacHarvTrawl, GFFOS, GFBio, PacHarvHL et PacHarvSable. .... 17
- Figure 8. Capture par unité d'effort (prises de milandres en kilogrammes par nombre de traits) le long de la côte de la Colombie-Britannique d'après les prises dans les pêches commerciales au chalut et à la ligne et à l'hameçon effectuées de 2003 à 2018 a) en été (de juin à août), b) en automne (de septembre à novembre), c) en hiver (de décembre à février) et d) au printemps (de mars à mai). Sources : bases de données PacHarv, PacHarvTrawl, GFFOS, GFBio, PacHarvHL et PacHarvSable. .... 22
- Figure 9. Nombre de traits effectués le long de la côte de la Colombie-Britannique - dans les pêches commerciales au chalut et à la ligne et à l'hameçon de 2003 à 2018 a) en été (de juin à août), b) en automne (de septembre à novembre), c) en hiver (de décembre à février) et d) au printemps (de mars à mai). Sources : bases de données PacHarv, PacHarvTrawl, GFFOS, GFBio, PacHarvHL et PacHarvSable. .... 23
- Figure 10. Nombre moyen de milandres capturés par station de mai à août chaque année dans le cadre du relevé à la ligne fixe de la CIFP effectué le long de la côte de la Colombie-Britannique et valeurs moyennes prédites par année à partir d'un modèle linéaire généralisé (MLG) de prises de milandres en fonction de l'année, de la profondeur, de la durée d'immersion et de l'indice d'oscillation décennale du Pacifique (ODP), et du nombre d'hameçons qui sert de correction de prévision. Les valeurs moyennes prédites à partir d'un MLG appliqué à un sous-ensemble de données sans ensembles sous-échantillonnés (ensembles antérieurs à 2003) et d'un MLG sur des données qui ne tiennent pas compte des stations ajoutées en 2018 sont incluses aux fins de comparaison (voir l'annexe 4). .... 26
- Figure 11. Prises observées de milandres a) dans les pêches commerciales canadiennes au chalut et à la palangre ciblant le poisson de fond dans le Pacifique entre 1994 et 2018 et b) dans les relevés de recherche effectués entre 1997 et 2018. La ligne pointillée représente la quantité moyenne des prises de 2006 à 2018. La surveillance électronique complète en mer dans les pêches à la palangre a commencé en 2006 (\*). Les quantités totales dans les pêches à la ligne et à l'hameçon comprennent les individus remis à l'eau convertis en poids, selon un poids moyen de 26,92 kg/individu provenant des données de relevés canadiens. Sources : bases de données PacHarv, PacHarvTrawl, GFFOS, GFBio, PacHarvHL et PacHarvSable; relevé à la ligne fixe de la CIFP; relevé de recherche sur le saumon en haute mer de la COIV; relevé intégré des écosystèmes pélagiques; relevé sur les espèces pélagiques de la COIV.... 28

Figure 12. Prises estimées de milandres le long de la côte ouest de l'Amérique du Nord, de 1938 à 1949, lorsque la pêche s'est effondrée. Sources : Californie (Ripley, 1946), Canada (Barraclough, 1946; Bailey, 1952), Oregon (Westrheim, 1950), État de Washington (Department of the Interior Information Service). Les données sur les débarquements en Californie avant 1941 sont fondées sur la proportion (52,9 %) des débarquements totaux de requins. Les débarquements au Canada et dans les États de Washington et de l'Oregon sont multipliés par un facteur de 10 (Bailey, 1952) pour les convertir en poids de poissons entiers. Voir les valeurs à l'annexe 5. .... 31

### Liste des tableaux

Tableau 1. Observations confirmées de milandres au Canada effectuées par le public. COIV = côte ouest de l'île de Vancouver; RPNPR = Réserve de parc national Pacific Rim. Sources : Parcs Canada (observations dans la RPNPR), réseau d'observation de requins du MPO (toutes les autres observations).....	11
Tableau 2. Résumé des recaptures de milandres marqués dans le Pacifique Nord-Est. Source : Herald et Ripley (1951). ....	21
Tableau 3. Prises annuelles de milandres (kg) dans les pêches commerciales au chalut par année et par zone de la CPMP dans les eaux canadiennes du Pacifique, d'après la couverture par les observateurs en mer de 1994 à 2018. La moyenne a été calculée pour la période de 2001 à 2018, lorsque les données étaient considérées comme complètes. Le nombre d'individus a été estimé à partir d'un poids moyen de 26,92 kg/individu, tiré des données de relevés canadiens. Sources : bases de données PacHarvTrawl, GFFOS et GFBio.	32
Tableau 4. Prises annuelles de milandres (kg) dans les pêches commerciales à la ligne et à l'hameçon par année et par zone de la CPMP dans les eaux canadiennes du Pacifique, d'après des programmes d'observateurs et de tenue de registres. Le total comprend des individus signalés dans les prises et remis à l'eau, convertis en poids de poissons entiers. La moyenne a été calculée pour la période de 2006 à 2018, lorsque les données et la présence d'observateurs étaient considérées comme complètes. Le nombre d'individus a été estimé à partir d'un poids moyen de 26,92 kg/individu, tiré des données de relevés canadiens. Sources : bases de données PacHarvHL, PacharvSable et GFFOS. ....	34

### Liste des annexes

Annexe 1. Information sur les relevés de recherche effectués dans les eaux canadiennes du Pacifique susceptibles de capturer le milandre. IV = Île de Vancouver. ...	45
Annexe 2. Prises totales et moyennes (kg) de milandres par mois dans les eaux canadiennes du Pacifique, d'après la couverture par les observateurs en mer et la surveillance électronique dans les pêches commerciales au chalut (1996-2018) et à la ligne et à l'hameçon (2003-2018). Sources : bases de données PacHarvTrawl, GFFOS, GFBio, PacHarvHL et PacHarvSable. ....	47

- Annexe 3. Nombre total de stations, de lignes mères (100 hameçons/ligne mère) remontées et de stations où des milandres ont été observés, et nombre total de milandres observés dans les eaux canadiennes du Pacifique (zone de relevé 2B de la CIFP) lors du relevé à la ligne fixe de la CIFP. De 1998 à 2002 ainsi qu'en 2013, seulement les 20 premiers hameçons de chaque ensemble ont fait l'objet d'un dénombrement des prises d'espèces autres que le flétan. Source : base de données des relevés à la ligne fixe de la CIFP..... 48
- Annexe 4. Résultats des modèles linéaires généralisés sans inflation suivant une distribution binomiale négative reposant sur les données de la CIFP concernant les prises de milandres. Des variables continues et mises à l'échelle représentant la profondeur, la durée d'immersion et l'ODP ont été incluses dans chaque modèle. Le nombre noté d'hameçons observés a servi de correction de prévision. Trois modèles ont été appliqués : un pour les années de 1998 à 2002, car seuls les 20 premiers hameçons ont fait l'objet d'un dénombrement des prises d'espèces autre que le flétan pendant cette période; un pour les données de 2003 à 2018, à l'exclusion de l'année 2013, période pendant laquelle tous les hameçons ont fait l'objet d'un dénombrement; un de 2003 à 2018, à l'exclusion des nouvelles stations ayant fait l'objet d'un dénombrement en 2018. Les coefficients sont à l'échelle logarithmique. Le changement prévu est calculé comme étant le nombre de milandres prévu au moyen du coefficient de l'année pour la fin de la série chronologique divisé par le nombre prévu pour le début de la série chronologique. Source : base de données des relevés à la ligne fixe de la CIFP. .... 49
- Annexe 5. Prises antérieures estimées (t) de milandres le long de la côte ouest de l'Amérique du Nord. Sources de données : Californie (Ripley, 1946), Canada (Barraclough, 1946; Bailey 1952), Oregon (Westrheim, 1950), État de Washington (Department of the Interior Information Service). Les débarquements en Californie, de 1938 à 1940, sont fondés sur la proportion (52,9 %) des débarquements totaux de requins présentés dans Ripley (1946). Les débarquements de foies de milandres au Canada et dans les États de Washington et de l'Oregon sont multipliés par un facteur de 10 (Bailey, 1952) pour les convertir en poids de poissons entiers. Le nombre estimé de requins est fondé sur un poids moyen de 18 kg obtenu à partir de la régression longueur-poids (Froese *et al.*, 2013) de la longueur totale moyenne de 160 cm des individus capturés en Californie à cette époque (Ripley, 1946)..... 50
- Annexe 6. Calculateur des menaces pour l'UD du milandre..... 51

## DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

### Nom et classification

Le milandre (*Galeorhinus galeus*) est une des 46 espèces de la famille des Triakidés. En français, il porte aussi les noms communs requin-hâ et requin à grands ailerons. Le nom du genre *Galeorhinus* vient des mots grecs *galeos* et *rhinos*, qui signifient respectivement requin et nez. Le milandre est le seul représentant de la famille des Triakidés sur la côte canadienne du Pacifique. Il porte plusieurs noms communs en anglais. Pour ce qui est de ses noms anglais, au Canada on l'appelle plus souvent *Soupin Shark* que *Tope*, mais ce dernier est le nom reconnu par l'American Fisheries Society (Nelson *et al.*, 2004). Dans les pays anglophones de l'hémisphère Sud, en particulier l'Australie, la Nouvelle-Zélande et l'Afrique du Sud, on l'appelle *School Shark*. Il est aussi connu sous les noms suivants : *Eastern School Shark*, *Flake*, *Greyboy*, *Greyspark*, *Penny's Dog*, *Schnapper Shark*, *Sharpie Shark*, *Sweet William Shark*, *Tope Oil Shark*, *Tope School Shark*, *Tope Soupin Shark* et *Vitamin Shark* (Florida Museum, 2020).

### Description morphologique

La coloration du milandre passe d'un gris bleuâtre foncé sur la face dorsale au blanc sur la surface ventrale (Mecklenburg *et al.*, 2002). La longueur totale (LT) des femelles peut atteindre jusqu'à 195 cm, et celle des mâles, 175 cm (Compagno, 1984). Le milandre a deux nageoires dorsales : la première est située bien en avant des nageoires pelviennes et la deuxième est de taille semblable à la nageoire anale (figure 1). La nageoire caudale présente un grand lobe subterminal presque qu'aussi long que le lobe inférieur (Ebert, 2003). Le milandre a un museau long et pointu, une grande bouche, des yeux ovales sur l'horizontale ainsi que des spiracles bien en évidence derrière chaque œil.

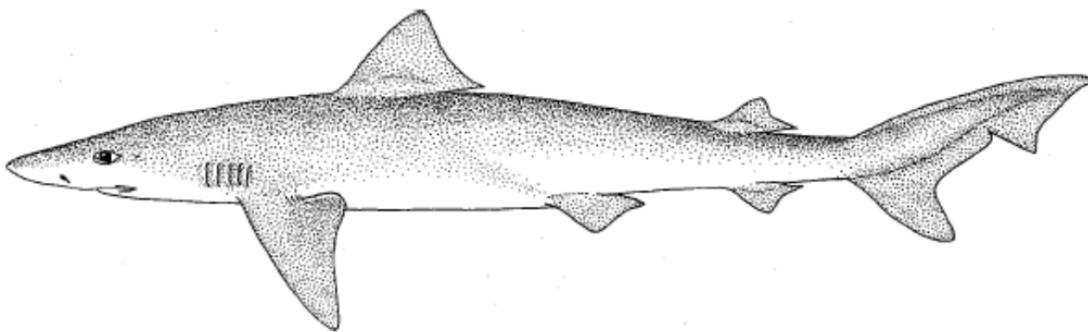


Figure 1. Illustration du milandre. Source : Compagno, 1984.

## Structure spatiale et variabilité de la population

Les dorsales océaniques, les courants froids, les tourbillons, les grands bassins océaniques et les baies constituent des obstacles au flux génique du milandre (Chabot, 2015; Bester-van der Merwe *et al.*, 2017). Le flux génique est principalement limité par la préférence thermique de l'espèce et son évitement subséquent des eaux tropicales chaudes (Chabot et Allen, 2009), ce qui entraîne la séparation des populations de l'hémisphère Nord et de l'hémisphère Sud. La différence génétique entre les populations en Amérique du Nord et en Amérique du Sud ( $F_{ST} = 0,09$ ;  $P < 0,001$ ) et entre les populations de l'Europe occidentale et de l'Afrique ( $F_{ST} = 0,21$ ;  $P < 0,001$ ) est causée par l'évitement des eaux tropicales (équatoriales) (Chabot, 2015).

À plus grande échelle, une analyse génétique mondiale réalisée à partir de l'ADN mitochondrial (ADNmt) a permis de déceler une structure de population importante pour le milandre ( $\Phi_{ST} = 0,84$ ;  $P < 0,000001$ ) dans six zones distinctes d'un point de vue géographique : l'Australie, l'Amérique du Nord (Pacifique Nord-Est), l'Afrique du Sud, l'Amérique du Sud (Argentine et Pérou) et le Royaume-Uni, ainsi que des estimations de moins d'un individu ( $N_m = 0,05-0,97$ ) migrant par génération entre ces populations (Chabot et Allen, 2009). Le degré de similarité est plus élevé entre les populations de l'Amérique du Nord et du Royaume-Uni ( $\Phi_{ST} = 0,61$ ;  $P < 0,000001$ ), dans l'hémisphère Nord, qu'entre les populations de l'Amérique du Nord et de l'Amérique du Sud ( $\Phi_{ST} = 0,67$ ;  $P < 0,000001$ ); les populations de la première comparaison ne sont pas séparées par des eaux équatoriales chaudes (Chabot et Allen, 2009). Ce faible flux génique, en particulier entre les hémisphères, témoigne de la présence de populations régionales distinctes. Cependant, les analyses réalisées à partir de l'ADNmt ne permettent pas de tirer de conclusions pour ce qui est du caractère important, car les requins femelles affichent un haut degré de philopatry, ce qui peut produire des taux élevés de différenciation des populations observée dans les marqueurs d'ADNmt, hérités de la mère, et qui ne reflète pas la différenciation des populations dans le génome lorsque la dispersion de l'espèce est assurée par les mâles. Le suivi par satellite indique toutefois que les milandres traversent rarement les bassins océaniques et affichent une forte philopatry dans toutes les populations étudiées.

Dans les hémisphères, une connectivité génétique élevée (c.-à-d. flux génique) a été constatée dans des populations sur de grandes échelles dans la Baie australienne, la côte sud de l'Afrique du Sud et la côte brésilienne, ce qui indique qu'en général le milandre a une grande capacité de dispersion (Bitalo *et al.*, 2015; Hernández *et al.*, 2015; Bester-van der Merwe *et al.*, 2017; Jaureguizar *et al.*, 2018). Des données montrent également un flux génique relativement élevé entre l'Australie et l'Afrique du Sud, et de l'autre côté de la frontière entre l'océan Atlantique et l'océan Indien, sur la côte sud-africaine, ce qui semble indiquer la possibilité d'une grande capacité de dispersion, même au-delà de certains obstacles (Bitalo *et al.*, 2015; Bester-van der Merwe *et al.*, 2017).

Le milandre dans le Pacifique Nord-Est (depuis le sud-est de l'Alaska jusqu'au nord du Mexique) forme probablement une population distincte ( $F_{ST} = 0,09-0,21$ ;  $P < 0,001$ ) (Chabot, 2015), mais le degré de structure des sous-populations dans le Pacifique Nord-Est est incertain. Les déplacements et le flux génique entre le Canada et les États-Unis sont possibles en raison de la continuité de la répartition et de l'absence d'obstacle à la dispersion. Cependant, l'étendue exacte du mélange des populations et des déplacements est inconnue (voir la section **Déplacements et dispersion**).

## **Unités désignables**

Les individus de cette espèce dans les eaux canadiennes du Pacifique et dans les eaux au sud de la côte ouest de l'Amérique du Nord sont considérés comme formant une seule unité désignable (UD) en raison de leur homogénéité génétique (Chabot et Allen, 2009), d'un manque de données concernant toute structure ou hétérogénéité de la population dans l'habitat et des données de marquage qui indiquent des déplacements depuis aussi loin au sud que la Basse-Californie vers le nord jusqu'à l'État de Washington, et de la Californie au Canada.

## **Importance de l'espèce**

Le milandre occupe un niveau trophique élevé et se nourrit d'à peu près n'importe quelle espèce de poisson pélagique ou démersal, en plus d'être la proie de plus gros requins ou mammifères marins, ce qui porte à croire qu'il constitue une espèce importante pour la structure des réseaux trophiques marins (Ebert, 2003). Le foie du milandre contient la plus forte concentration de vitamine A de toutes les espèces de poisson de la côte canadienne du Pacifique (Bailey, 1952), et la viande de l'espèce possède une valeur marchande attribuable à sa qualité (Holts, 1988); ces deux facteurs ont fait du milandre une espèce autrefois recherchée dans les pêches de l'est du Pacifique.

# **RÉPARTITION**

## **Aire de répartition mondiale**

Le milandre fréquente des eaux côtières entre 68° N et 55° S de latitude à l'échelle mondiale. Cependant, dans le Pacifique Est, il se trouve seulement depuis le nord de la Colombie-Britannique jusqu'au golfe de Californie et dans les eaux au large du Pérou et du Chili (figure 2). Il n'y a qu'une seule mention de l'espèce dans le golfe d'Alaska, et elle définit la limite nord de l'aire de répartition dans le Pacifique (King *et al.*, 2017). Le milandre se rencontre également dans le Pacifique Sud-Ouest, dans les eaux au large de l'Australie et de la Nouvelle-Zélande. Dans l'Atlantique Ouest, son aire de répartition est limitée depuis le sud du Brésil jusqu'à l'Argentine, tandis que dans l'Atlantique Est, elle s'étend de l'Islande à l'Afrique du Sud, y compris dans la mer Méditerranée. Dans la région de l'océan Indien occidental, le milandre fréquente les eaux au large de l'Afrique du Sud (Compagno, 1984; IUCN, 2012). Selon des études de marquage en Australie, le milandre préfère les eaux moyennement profondes, c'est-à-dire entre 50 et 100 m (Rogers *et al.*, 2017), mais il

peut également se trouver jusqu'à 532 m de profondeur (West et Stevens, 2001). Des chalutiers au Brésil capturent des milandres dans des eaux de 50 à 350 m de profondeur (Peres et Vooren, 1991).

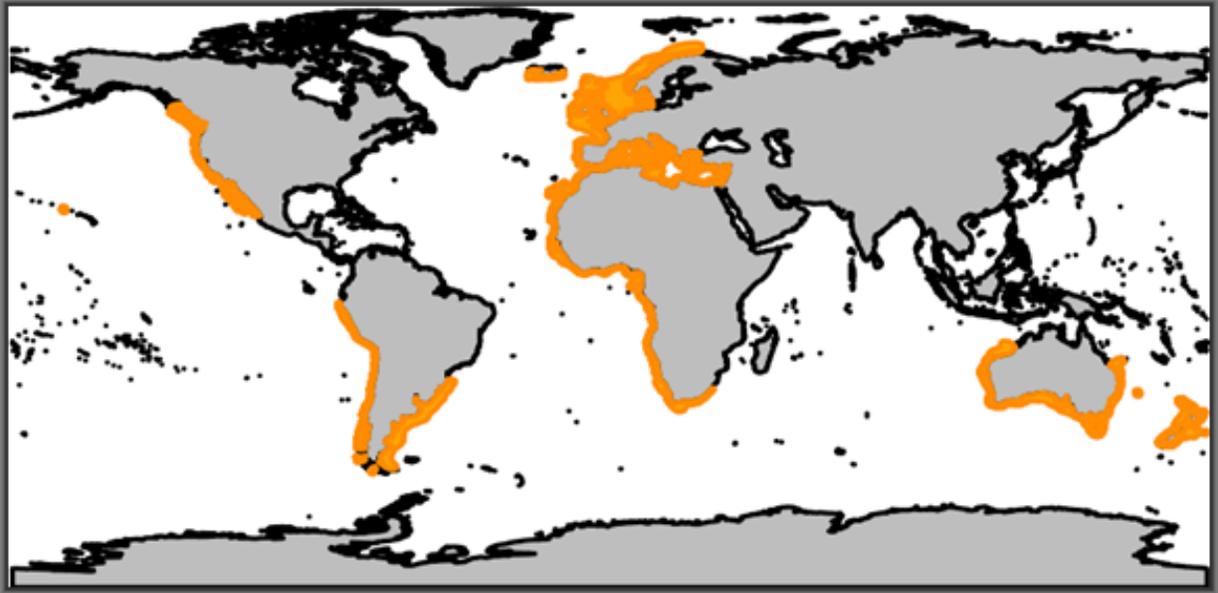


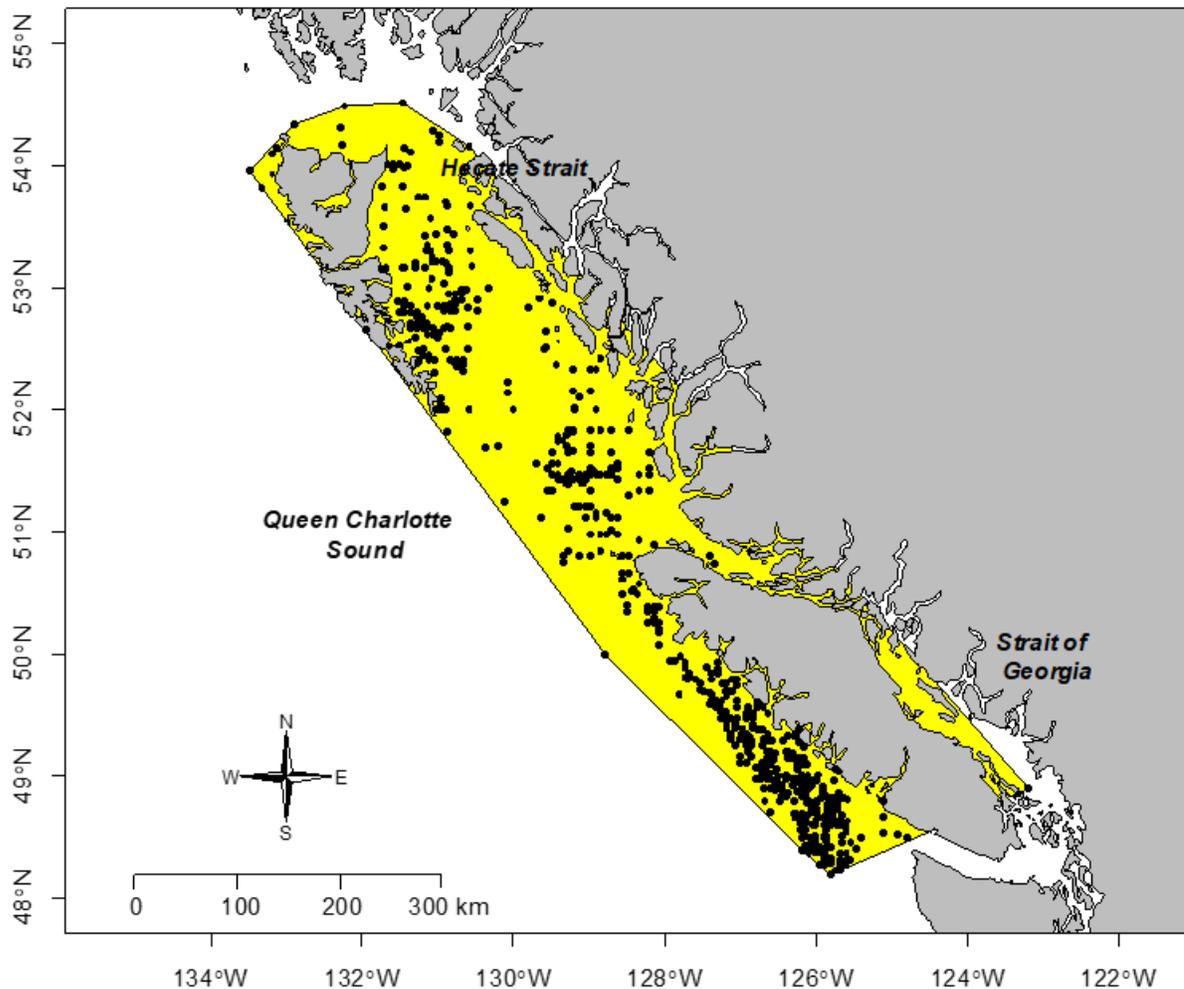
Figure 2. Répartition mondiale du milandre (zones ombrées en orange). Source : liste rouge de l'UICN (IUCN, 2012).

### Aire de répartition canadienne

Au Canada, le milandre est surtout présent dans les eaux du plateau continental le long de l'île de Vancouver, dans le bassin de la Reine-Charlotte, et dans le nord du détroit d'Hécate (tableau 1, figure 3). Il n'y a qu'une seule mention du milandre dans les pêches commerciales dans le détroit de Georgia ainsi que deux mentions d'individus morts échoués sur le rivage (tableau 1, figure 3). D'après de récents relevés de recherche à la ligne et à l'hameçon et au chalut (2003-2018) et les prises dans les pêches commerciales à la ligne et à l'hameçon (2005-2018) et au chalut (2003-2018), 95 % des mentions (N = 854 traits avec prises de milandres) se trouvaient à des profondeurs allant de 10 à 280 m (figure 4). De plus, 74 % des milandres observés depuis 1996 dans le cadre de relevés de recherche et de prises commerciales ainsi que par le personnel de la réserve de parc national Pacific Rim (RPNPR) se situaient dans des eaux d'une profondeur allant de 20 à 500 m (figure 5).

**Tableau 1. Observations confirmées de milandres au Canada effectuées par le public. COIV = côte ouest de l'île de Vancouver; RPNPR = Réserve de parc national Pacific Rim. Sources : Parcs Canada (observations dans la RPNPR), réseau d'observation de requins du MPO (toutes les autres observations).**

Année	Mois	Sexe	Lieu	Commentaires
1990	10	Inconnu	RPNPR	Échoué sur le rivage
1996	8	Inconnu	COIV	Vivant; à la surface
1998	7	Inconnu	COIV	Vivant; à la surface
1998	7	Inconnu	COIV	Vivant; à la surface
1998	7	Inconnu	COIV	Vivant; à la surface
1998	7	Inconnu	COIV	Vivant; à la surface
1998	7	Inconnu	COIV	Vivant; à la surface
1998	7	Inconnu	COIV	Vivant; à la surface
1998	7	Inconnu	COIV	Vivant; à la surface
1999	8	Inconnu	COIV	Vivant; à la surface
1999	9	Inconnu	COIV	Vivant; à la surface
1999	9	Inconnu	RPNPR	Vivant; à la surface
2000	10	Mâle	RPNPR	Échoué sur le rivage
2007	10	Mâle	RPNPR	Échoué sur le rivage
2004	10	Mâle	RPNPR	Échoué sur le rivage
2004	10	Mâle	RPNPR	Échoué sur le rivage
2007	11	Femelle	RPNPR	Échoué sur le rivage
2013	10	Mâle	Sud du détroit d'Hécate	Échoué sur le rivage
2014	8	Mâle	Nord du détroit d'Hécate	Échoué sur le rivage
2014	9	Inconnu	Nord du détroit d'Hécate	Nageant près du quai
2015	7	Mâle	Nord de la COIV	Pêche récréative
2016	10	Mâle	Détroit de Georgia	Échoué sur le rivage
2016	10	Mâle	Détroit de Georgia	Échoué sur le rivage



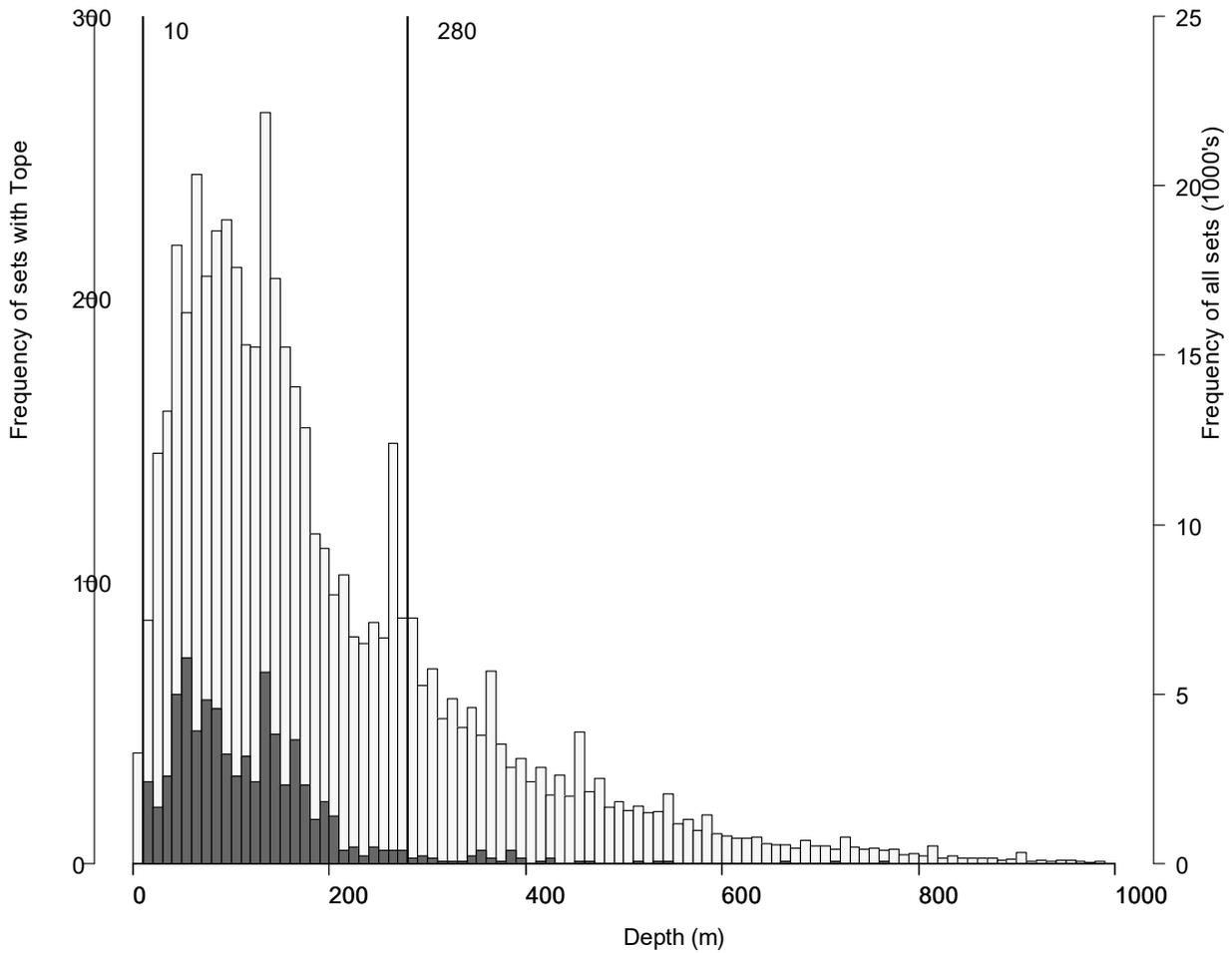
**Veillez voir la traduction française ci-dessous :**

Queen Charlotte Sound = Bassin de la Reine-Charlotte

Hecate Strait = Détroit d'Hécate

Strait of Georgia = Détroit de Georgia

Figure 3. Aire de répartition canadienne et zone d'occurrence (polygone jaune) du milandre fondées sur des observations faites dans le cadre de relevés de recherche et les pêches commerciales au chalut et à la ligne et à l'hameçon entre 1996 et 2018, y compris les données du relevé à la ligne fixe de la CIFP, de 1998 à 2018, et les observations de milandres vivants effectuées par le personnel de la RPNPR entre 1996 et 1999. Chaque point fondé sur les prises dans les pêches jusqu'en 2016 représente le centre d'un carré de 5 km de côté dans lequel les prises sont déclarées. Sources : bases de données PacHarv, PacHarvTrawl, GFFOS, GFBio, PacHarvHL et PacHarvSable; relevé à la ligne fixe de la CIFP; relevé de recherche sur le saumon en haute mer de la COIV; relevé sur les espèces pélagiques de la COIV; relevé intégré des écosystèmes pélagiques; observations dans la RPNPR.



**Veillez voir la traduction française ci-dessous :**  
 Frequency of sets with Tope = Nombre de traits avec prises de milandres  
 Depth (m) = Profondeur (m)  
 Frequency of all sets (1000's) = Nombre total de traits (en milliers)

Figure 4. Répartition en profondeur des traits de chalut et des calées de ligne dans la pêche commerciale du poisson de fond pour l'ensemble de la région côtière entre 2003 et 2018, avec prises de milandres (gris foncé), par rapport à l'effort total de pêche au chalut par profondeur (gris clair). Les deux lignes verticales délimitent l'intervalle de profondeur où 95 % des captures de milandres ont été faites. Sources : bases de données PacHarv, PacHarvTrawl, GFFOS, GFBio, PacHarvHL, PacHarvSable et du relevé à la ligne fixe de la CIPF.

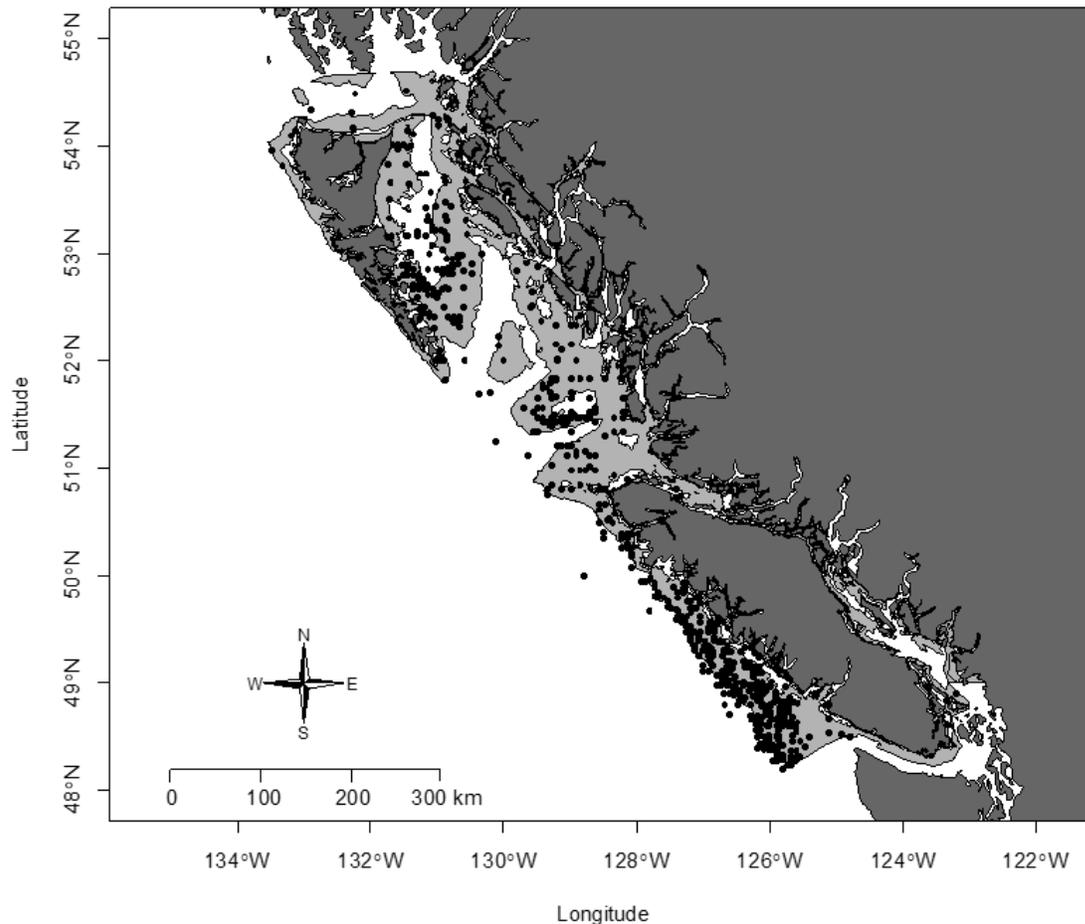


Figure 5. Répartition des observations de milandres par rapport aux eaux peu ou moyennement profondes (zone en gris clair : de 20 à 500 m) vraisemblablement préférées dans les eaux canadiennes du Pacifique, en fonction des prises dans les pêches commerciales au chalut et à la ligne et à l'hameçon et des relevés de recherche au chalut et à la ligne et à l'hameçon effectués de 1996 à 2018. Les observations comprennent notamment les données du relevé à ligne fixe de la CIFP de 1998 à 2018 et les observations de milandres vivants effectuées par le personnel de la RPNPR de 1996 à 1999. Chaque point fondé sur les prises dans les pêches jusqu'en 2016 représente le centre d'un carré de 5 km de côté dans lequel les prises sont déclarées. Sources : bases de données PacHarv, PacHarvTrawl, GFFOS, GFBio, PacHarvHL et PacHarvSable; relevé à la ligne fixe de la CIFP; relevé de recherche sur le saumon en haute mer de la COIV; relevé sur les espèces pélagiques de la COIV; relevé intégré des écosystèmes pélagiques; observations dans la RPNPR.

## Zone d'occurrence et zone d'occupation

D'après toutes les observations faites dans le cadre de relevés de recherche et les pêches commerciales et les observations de requins vivants effectuées par le personnel de Parcs Canada, la zone d'occurrence dans les eaux canadiennes est de 171 591 km<sup>2</sup> (masses terrestres comprises); 113 142 km<sup>2</sup> (masses terrestres non comprises) (figure 3; calculs effectués par les rédacteurs à l'aide des directives du COSEPAC). Les occurrences

dans les eaux canadiennes correspondant aux prises dans les pêches commerciales au chalut et à la ligne et à l'hameçon sont rapportées dans des grilles à carrés de 5 km de côté pour les données recueillies avant 2016. La combinaison de ces carrés avec les données ponctuelles relatives à la recherche et aux prises commerciales jusqu'en 2016 (inclus) suivie de la détermination de l'intersection de ces données avec les carrés de 2 km de côté utilisés par le COSEPAC en vue d'estimer l'indice de zone d'occupation (IZO) donnent un IZO de 19 300 km<sup>2</sup>. Cette nouvelle valeur est beaucoup plus élevée que la valeur d'environ 2 000 km<sup>2</sup> estimée dans le rapport précédent (COSEWIC, 2007), mais l'estimation précédente était fondée sur une somme de carrés de 5 km de côté plutôt que sur le chevauchement de ces carrés avec des carrés de 2 km de côté, comme il est maintenant la norme. L'IZO calculé selon l'approche précédente est de 11 175 km<sup>2</sup>, ce qui semble indiquer une réelle expansion de l'IZO du milandre au Canada. De nouvelles occurrences ont été observées dans le détroit d'Hécate, tant dans le cadre du relevé à la ligne fixe de la CIFP que dans les prises commerciales, en particulier au large de la côte est de Haida Gwaii (figures 3 et 6), notamment dans des zones où le milandre était autrefois pêché. Le rapport précédent traitait de l'absence d'occurrences dans cette ancienne zone de pêche malgré des efforts de pêche au chalut considérables (COSEWIC, 2007).

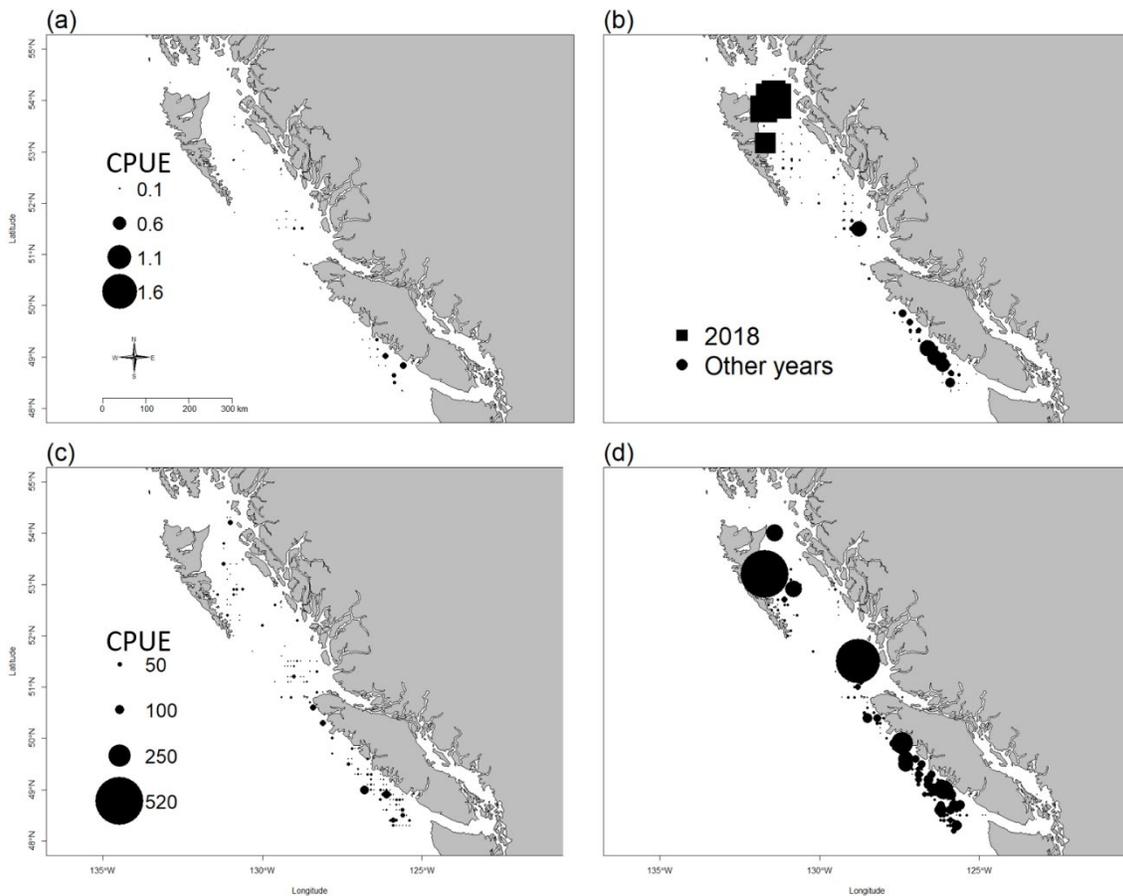
## Activités de recherche

Le milandre a été observé pour la première fois dans les eaux de la Colombie-Britannique en 1891, par Ashdown Green, selon qui l'espèce était plutôt commune le long de la côte (Clemens et Wilby, 1946). Pendant plus d'un siècle, des individus ont été capturés dans des pêches commerciales actives du poisson de fond dans les eaux canadiennes, et à l'heure actuelle des pêches actives du flétan du Pacifique (*Hippoglossus stenolepis*), de la morue charbonnière (*Anoplopoma fimbria*), de diverses espèces de sébastes (*Sebastes* spp.), de la morue-lingue (*Ophiodon elongatus*) et de l'aiguillat commun (*Squalus acanthias*) ont lieu dans l'ensemble de l'aire de répartition du milandre au Canada (figures 6 et 7). Sur plus de 450 000 traits effectués depuis 2003 dans le cadre des pêches au chalut et à la ligne et à l'hameçon susceptibles de capturer le milandre, seulement 0,001 % (665 traits) des traits ont capturé au moins un individu.

En plus des données sur les pêches commerciales, certains relevés consignent la présence du milandre (relevés énumérés à l'annexe 1), dont deux méritent d'être soulignés. Le *West Coast Groundfish Bottom Trawl Survey* (1977-2017) réalisé par le National Marine Fisheries Service (NMFS) compte 1 275 traits de chalut (705 heures) effectués sur une période de 27 ans au nord de 48° (NMFS US West Coast Groundfish Bottom Trawl Survey, données inédites). La CIFP a posé 1 690 lignes mères de palangre à 123 à 167 stations différentes en 1996-1997 et un total de 23 136 lignes mères à environ 170 différentes stations (296 en 2018) dans l'ensemble de l'aire de répartition du milandre au Canada depuis 1998 (figure 6). Les caractéristiques et la durée des autres relevés effectués au Canada ainsi que les engins utilisés sont résumés à l'annexe 1.

Selon l'annexe 2, 80 % des prises commerciales (non ajustées de façon à tenir compte de l'effort) ont eu lieu en été, de juin à août. Parmi les 18 relevés examinés (annexe 1), seul le relevé de la CIFP effectué à l'aide d'un engin de pêche fixe (palangre) a permis de capturer un nombre important de milandres. Presque aucun individu n'a été capturé lors des relevés au chalut de fond.

Les observations de milandres effectuées par le public, y compris les plongeurs et les pêcheurs, ont été signalées au réseau d'observation de requins du ministère des Pêches et des Océans (MPO), établi depuis 2013 conformément au plan de gestion du milandre (DFO, 2012). Les observations faites par le personnel de Parcs Canada sont signalées dans la RPNPR depuis 1990 (tableau 1).

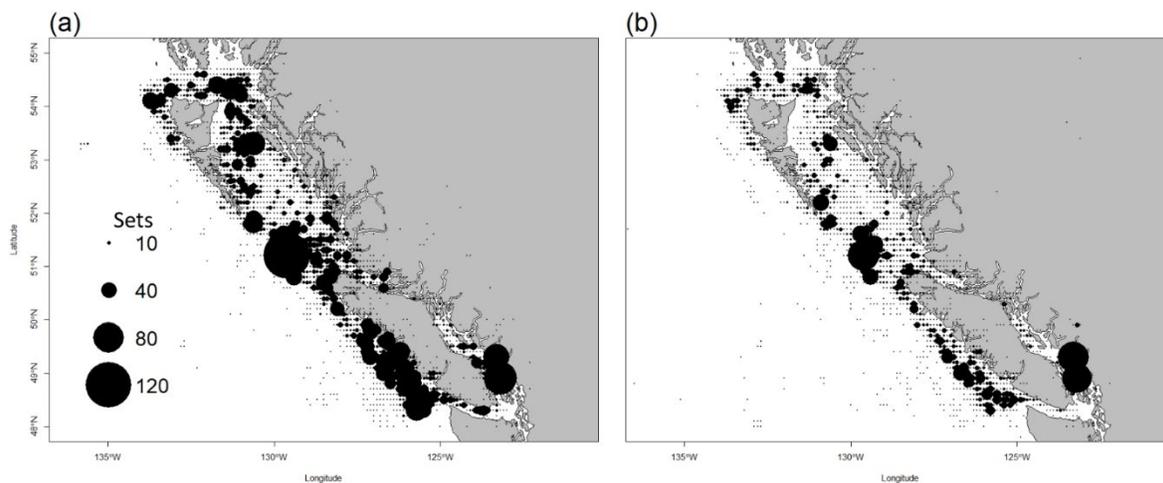


**Veillez voir la traduction française ci-dessous :**

CPUE = CPUE

Other years = Autres années

Figure 6. Capture par unité d'effort (prises de milandres en kilogrammes par nombre de traits) le long de la côte de la Colombie-Britannique d'après les prises du relevé à la ligne fixe de la CIFP a) de 1998 à 2008 et b) de 2009 à 2019; prises dans les pêches commerciales au chalut et à la ligne et à l'hameçon c) de 2003 à 2011 et d) de 2012 à 2018. Sources : bases de données PacHarv, PacHarvTrawl, GFFOS, GFBio, PacHarvHL et PacHarvSable; relevé à la ligne fixe de la CIFP.



**Veillez voir la traduction française ci-dessous :**  
Sets = Traits

Figure 7. Nombre de traits effectués le long de la côte de la Colombie-Britannique dans les pêches commerciales au chalut et à la ligne et à l'hameçon a) de 2003 à 2012 et b) de 2012 à 2018. Sources : bases de données PacHarv, PacHarvTrawl, GFFOS, GFBio, PacHarvHL et PacHarvSable.

## HABITAT

### Besoins en matière d'habitat

Selon Compagno (1984), l'habitat du milandre est côtier, pélagique, parfois bien au large, mais pas océanique. Des analyses génétiques indiquent que le milandre est une espèce côtière et qu'il traverse rarement des bassins océaniques ouverts (Chabot, 2015; Bester-van der Merwe *et al.*, 2017). Selon Ebert (2003), l'habitat de l'espèce correspond aux eaux tempérées du plateau continental, depuis la proximité immédiate des côtes, notamment les baies peu profondes, jusqu'aux eaux du large à moins de 471 m de profondeur, souvent près du fond. Des individus ont été observés à la ligne de ressac, dans des baies et dans des canyons sous-marins. Ils semblent généralement vivre près du fond, mais des individus ont été capturés par des palangres flottantes pélagiques en eaux profondes (Compagno, 1984). L'espèce est connue pour se déplacer entre les milieux benthiques et pélagiques sur des périodes de plusieurs mois (West et Stevens, 2001). Elle préfère les eaux relativement froides (entre 12 et 21 °C) et de faible salinité (entre 33 et 34 ppm; Cuevas *et al.*, 2014; Kippel *et al.*, 2016; Jaurequizar *et al.*, 2018), ce qui explique pourquoi elle évite les eaux équatoriales. Les petits et les juvéniles fréquentent des habitats côtiers peu profonds pendant un à deux ans avant de se déplacer vers le large.

## Tendances en matière d'habitat

On ignore si l'habitat convenable au milandre a diminué en superficie ou en disponibilité. Cependant, comme la température est un facteur important qui limite la répartition de l'espèce, la hausse des températures de surface de la mer dans le Pacifique Nord-Est pourrait entraîner une expansion de l'habitat convenable (températures entre 12 et 21 °C), en particulier dans le détroit d'Hécate (BC Ministry of Environment, 2016; Kaschner *et al.*, 2016; Morley *et al.*, 2018).

## BIOLOGIE

Aucune recherche n'a été réalisée sur le milandre dans les eaux canadiennes. Les données recueillies dans les eaux états-uniennes proviennent uniquement de recherches entreprises à la suite de pêches importantes à la fin des années 1930 et au début des années 1940 (Ripley, 1946) et d'une étude de marquage en cours à La Jolla, en Californie, ciblant les femelles de l'espèce (Nosal, comm. pers., 2018). Les données biologiques les plus récentes et les plus complètes sur le milandre concernent des populations autour de l'Australie et de la Nouvelle-Zélande qui sont visées par des pêches commerciales et, dans une moindre mesure, des populations de l'Atlantique Nord-Est et Sud-Ouest. Il est à noter que les caractéristiques du cycle vital du milandre peuvent varier d'un bassin océanique et/ou d'un hémisphère à l'autre.

### Cycle vital et reproduction

Dans le Pacifique Nord-Est, une seule étude montre que peu de femelles portent des œufs non fécondés en mai, ce qui semble indiquer que la fécondation a lieu principalement au printemps (Ripley, 1946). Le cycle de reproduction du milandre varie en fonction des régions, mais il est serait généralement de 12 mois (Ripley, 1946; Last et Stevens, 1994; Capape *et al.*, 2005). De même, les saisons de reproduction et de mise bas du milandre varient selon les régions (Elias *et al.*, 2004; Capape *et al.*, 2005; McMillan *et al.*, 2018). Le milandre est ovovivipare : à la fin de la gestation, les femelles, selon leur taille, portent de 6 à 52 petits (Ripley, 1946; Compagno, 1984; Ebert, 2003; Capape, *et al.*, 2005). Cependant, en Argentine, la fécondité et la fertilité n'étaient pas fortement liées à la taille des femelles (Lucifora *et al.*, 2004). Des données génétiques sur l'espèce en Nouvelle-Zélande révèlent une paternité multiple pour deux de cinq portées, ce qui porte à croire que les femelles ont la capacité de stocker du sperme (Hernandez *et al.*, 2015). Dans le Pacifique Nord-Est, la parturition aurait lieu entre mars et juillet, les petits mesurant en moyenne de 35 à 37 cm de longueur (Ripley, 1946). La longueur totale à la naissance est estimée entre 24 et 32 cm dans l'Atlantique Nord-Est et la Méditerranée (Capape *et al.*, 2005; Dureuil et Worm, 2015).

Les individus du Brésil, de l'Australie et de la Nouvelle-Zélande affichent une croissance rapide durant leurs trois premières années de vie, puis une croissance constante jusqu'à l'âge d'environ 10 ans, et ils continuent de croître lentement jusqu'à la maturité (Peres et Vooren, 1991; Moulton *et al.*, 1992; Francis et Mulligan, 1998). Dans le Pacifique Nord-Est, la longueur totale maximale est de 195 cm pour les femelles et de 175 cm pour les mâles (Compagno, 1984).

L'estimation de l'âge et de la durée de vie est restreinte par la difficulté de lire les coupes de vertèbres. La technique de détermination de l'âge aux rayons X utilisée au Brésil (Peres et Vooren, 1991) est jugée plus fiable que la technique australienne qui repose sur la coloration à l'alizarine du centre complet de la vertèbre (Moulton *et al.*, 1992). Ferreira et Vooren (1991) ont observé une croissance lente et un âge maximal de 40 ans chez le milandre au Brésil, tandis que Moulton *et al.* (1992) ont constaté une croissance plus rapide et un âge maximal de 20 ans chez le milandre en Australie. Par contre, dans ce pays, le milandre pourrait vivre au moins 45 ans, d'après une observation d'un individu en liberté marqué 35 ans auparavant (Moulton *et al.*, 1989). Des données de marquage-recapture dans l'Atlantique Nord-Est ont été utilisées pour évaluer la croissance, et l'approche des moindres carrés pondérés de James appliquée à l'équation de von Bertalanffy a été choisie comme étant la plus précise (Dureuil et Worm, 2015). Dureuil et Worm (2015) ont également estimé une croissance lente et une longue durée de vie, entre 43 et 59 ans, ce qui est comparable aux populations du Brésil, et une longueur totale asymptotique de 200 cm pour les femelles et de 177 cm pour les mâles, longueurs qui sont supérieures à celles observées dans les populations situées à des latitudes plus basses.

Selon une étude menée en Nouvelle-Zélande, les femelles atteignent la maturité vers 13 à 15 ans, et les mâles, vers 12 à 17 ans (Francis et Mulligan, 1998). Dans l'Atlantique Nord-Est, l'âge auquel 50 % des individus sont matures est de 17 ans chez les femelles et de 12 ans chez les mâles (Dureuil et Worm, 2015). En Argentine et dans l'Atlantique Nord-Est, les mâles atteignent la maturité à une taille inférieure à celle des femelles (Lucifora *et al.*, 2004; Dureuil et Worm, 2015). Dans les eaux du Pacifique Nord-Est, les femelles atteignent la maturité à une longueur totale de 150 cm, et les mâles, à une longueur totale de 135 cm (COSEWIC, 2007).

La durée d'une génération est estimée à partir de l'âge auquel 50 % des femelles sont matures (F) et du taux instantané de mortalité naturelle (M) :

$$\text{Durée d'une génération} = F + \frac{1}{M}$$

Pour ce qui est du milandre dans le Pacifique Nord-Est, des valeurs de substitution ont été choisies pour le taux instantané de mortalité naturelle, soit 0,113 (Smith *et al.*, 1998), et l'âge auquel 50 % des femelles sont matures, soit 14 (Francis et Mulligan, 1998). La durée d'une génération est estimée comme suit :

$$14 + \frac{1}{0,113} = 23 \text{ ans}$$

## Physiologie et adaptabilité

Le milandre occupe des eaux dont la température varie entre 12 et 21 °C (Cuevas *et al.*, 2014; Kippel *et al.*, 2016; Rogers *et al.*, 2017; Jaurequizar *et al.*, 2018). En Afrique du Sud, les rassemblements se produisent à l'automne et au printemps, lorsque l'eau est relativement froide (McCord, 2005). Le réchauffement de l'Atlantique Nord-Ouest après la formation de l'isthme de Panama peut expliquer la disparition du milandre de cette région (Haug et Tiedeman, 1998; Musick *et al.*, 2004). Certaines données indiquent également que l'espèce préfère une salinité de 33 à 34 ppm (Jaurequizar *et al.*, 2018); toutefois, elle possède des transporteurs d'ions efficaces dans ses branchies et des mécanismes qui régulent la quantité d'urée dans son sang qui lui permettent de s'adapter à des salinités plus élevées (Tunnah *et al.*, 2016). Le milandre est également capable de réduire efficacement les effets physiologiques de la consommation et de l'accumulation de mercure, probablement grâce à des mécanismes de détoxification faisant intervenir le sélénium dans son foie (Storelli et Marcotrigiano, 2002; Torres *et al.*, 2014). Pour ce qui est des prises dans les pêches, lorsque les hameçons sont petits, que les durées d'immersion sont modérées et que les requins sont en bonne santé (peu de blessures), le milandre a un taux de survie élevé après la capture et la remise à l'eau (Rogers *et al.*, 2017).

## Déplacements et dispersion

Le milandre est considéré comme une espèce très migratrice; il se déplace vers le nord pendant l'été et vers le sud, en eaux plus profondes, pendant l'hiver (Ebert, 2003). Deux femelles marquées en Californie ont été recapturées en eaux canadiennes, à une distance de quelque 1 600 km, dans le détroit d'Hécate et au large de la côte ouest de l'île de Vancouver au bout d'environ 3 mois et de 26 mois, respectivement (tableau 2). Quatre autres recaptures ont été faites de 121 à 306 km du site de marquage. De plus, des recherches relatives au marquage menées à La Jolla, en Californie, ont révélé que la dispersion des femelles est élevée entre la baie de Vizcaino, au Mexique, et la baie de Willapa et Grays Harbor, dans l'État de Washington (Nosal, comm. pers., 2018). Ces résultats indiquent que le milandre peut parcourir de longues distances, notamment entre le Canada et les États-Unis, sur de courtes périodes. Le taux de migration entre le Canada et les États-Unis est inconnu, mais, comme pour toutes les études de marquage, les conclusions doivent être interprétées de manière à tenir compte de la répartition de l'effort de recapture.

**Tableau 2. Résumé des recaptures de milandres marqués dans le Pacifique Nord-Est. Source : Herald et Ripley (1951).**

Date de marquage (j/m/a)	Sexe	Étude	Lieu approx. du marquage	Date de recapture (j/m/a)	Temps/distance parcourue	Lieu de recapture
18/07/1943	F	CA Fish & Game	Ventura (Californie)	11/09/1945	26 mois/ 1 600 km N	Baie Nootka (C.-B)
20/01/1949	M	Pêcheurs de la Californie	Baja (Californie)	05/07/1949	5,5 mois/ 160 km N	San Diego (Californie)
18/05/1949	F	Pêcheurs de la Californie	Point Mugu (Californie)	29/08/1949	3,3 mois/ 1 760 km N	Détroit d'Hécate (C.-B.)
23/05/1949	F	Pêcheurs de la Californie	Malibu Point (Californie)	27/05/1949	4 jours/ 150 km S	Encinitas (Californie)
07/05/1949	M	Pêcheurs de l'Oregon	Point Sur (Californie)	28/08/1949	2,7 mois/ 144 km N	Halfmoon Bay (Californie)
05/08/1949	M	Pêcheurs de l'Oregon	Cape Scott (C.-B.)	07/08/1949	2 jours/ 120 km E	Bassin de la Reine-Charlotte (C.-B.)

Le milandre fréquenterait les eaux canadiennes de façon saisonnière (Ebert, 2003). Les données sur les prises commerciales indiquent que l'espèce peut être capturée toute l'année, mais qu'elle est capturée plus souvent, plus au nord et à un coefficient de capture par unité d'effort plus élevé en été (figure 8; annexe 2; McFarlane *et al.*, 2010). La répartition de l'effort de pêche commerciale au chalut et à la ligne et à l'hameçon est cohérente entre les zones, mais varie selon les saisons (figure 9), ce qui a une incidence sur les conclusions relatives au caractère saisonnier des occurrences. Ailleurs dans le monde, le milandre est connu pour effectuer de grandes migrations saisonnières latitudinales et il peut migrer sur de grandes distances de l'ordre de centaines ou de milliers de kilomètres (Stevens, 1990, Rogers *et al.*, 2017; voir l'examen de Walker, 1999), ce qui porte à croire qu'il pourrait en être de même dans le Pacifique Nord-Est.

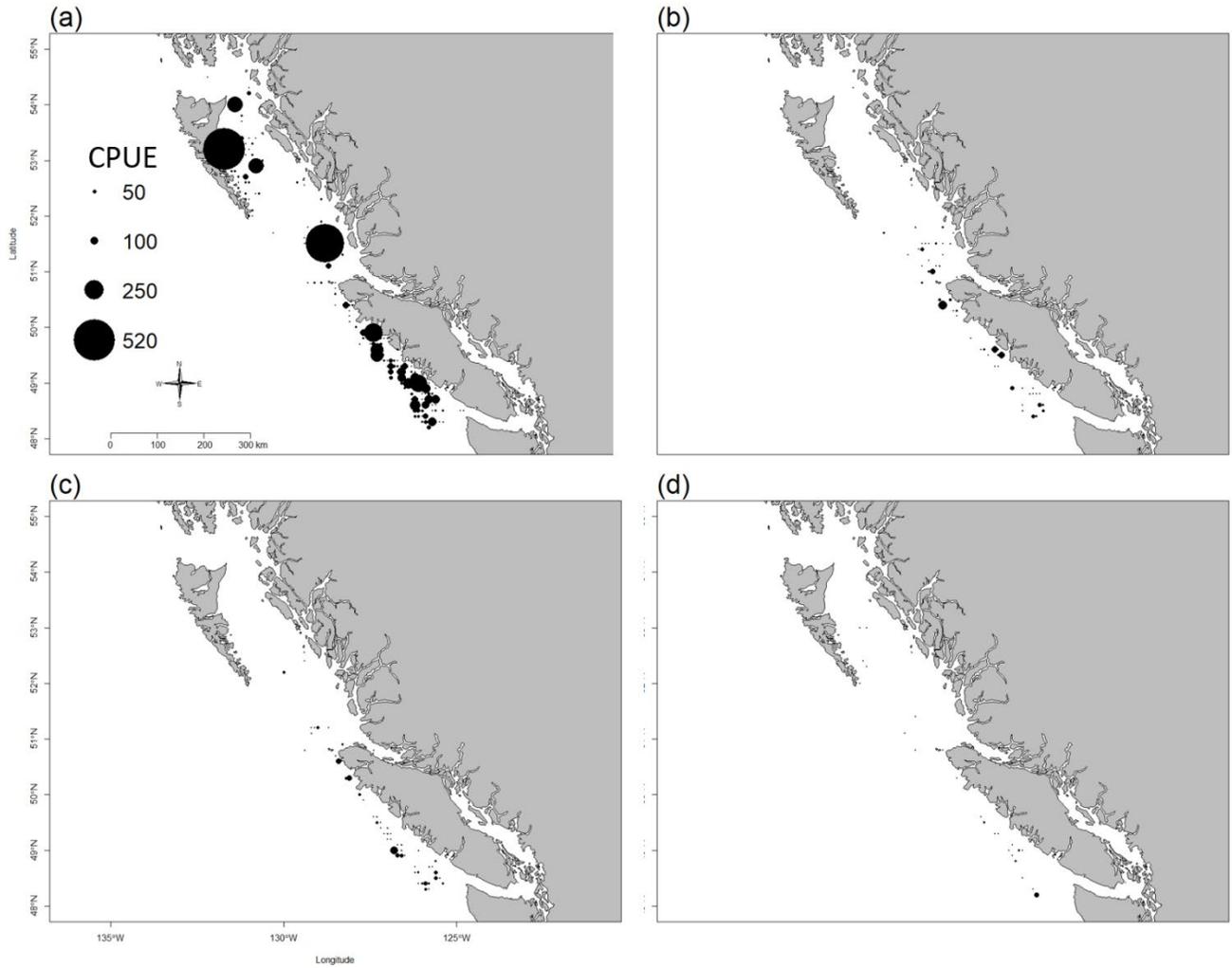
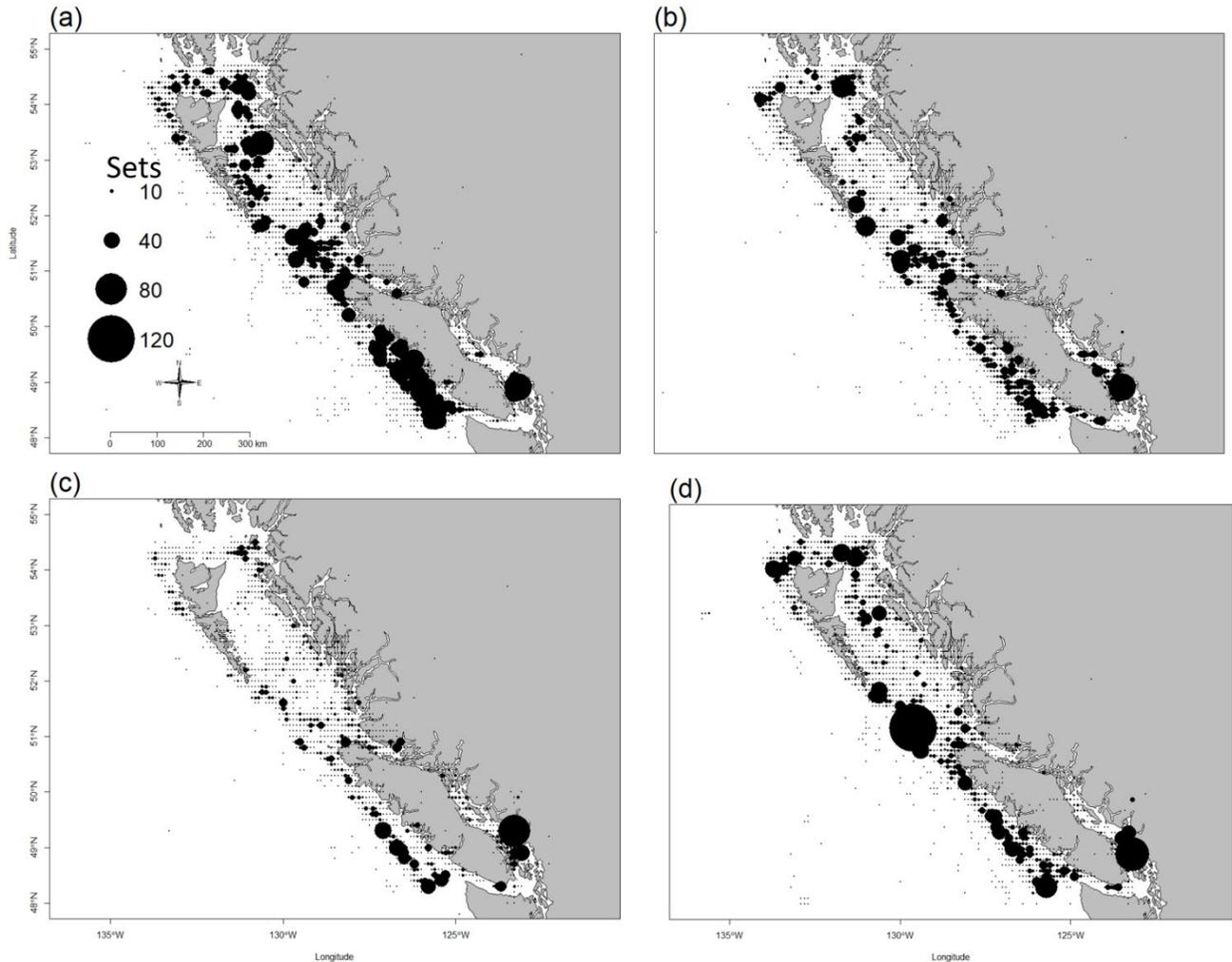


Figure 8. Capture par unité d'effort (prises de milandres en kilogrammes par nombre de traits) le long de la côte de la Colombie-Britannique d'après les prises dans les pêches commerciales au chalut et à la ligne et à l'hameçon effectuées de 2003 à 2018 a) en été (de juin à août), b) en automne (de septembre à novembre), c) en hiver (de décembre à février) et d) au printemps (de mars à mai). Sources : bases de données PacHarv, PacHarvTrawl, GFFOS, GFBio, PacHarvHL et PacHarvSable.



**Veillez voir la traduction française ci-dessous :**  
Sets = Traits

Figure 9. Nombre de traits effectués le long de la côte de la Colombie-Britannique dans les pêches commerciales au chalut et à la ligne et à l'hameçon de 2003 à 2018 a) en été (de juin à août), b) en automne (de septembre à novembre), c) en hiver (de décembre à février) et d) au printemps (de mars à mai). Sources : bases de données PacHarv, PacHarvTrawl, GFFOS, GFBio, PacHarvHL et PacHarvSable.

D'autres conclusions relatives aux déplacements sont principalement limitées aux tendances observées dans les pêches commerciales de la Californie de 1941 à 1944 et à un petit nombre d'individus signalés dans le cadre de relevés de recherche canadiens. En général, le milandre semble effectuer des migrations verticales et latitudinales qui varient selon le sexe et la saison (Ripley, 1946). Ripley (1946) a constaté qu'au large de la côte nord de la Californie, les mâles constituaient 97,5 % des prises (N = 5 724) et qu'ils se trouvaient principalement en eaux profondes (> 37 m), alors qu'au large de la côte sud, les femelles représentaient 97,8 % (N = 5 020) et qu'elles se trouvaient principalement en eaux peu profondes (< 18 m). Au large de la côte centrale de la Californie, les rapports étaient à peu près les mêmes. Selon les observations tirées de relevés de recherche canadiens de 2002 à 2018, 92 % (n = 68 sur 74) des individus capturés étaient des mâles (DFO, 2012;

base de données GFBio; relevé intégré des écosystèmes pélagiques); tous les requins morts dont on a déterminé le sexe et qui ont été trouvés échoués sur le rivage depuis 2004 (n = 9) dans le détroit d'Hécate et sur l'île de Vancouver étaient également des mâles (sources : réseau d'observation du MPO, Parcs Canada). La plupart des 43 mâles capturés dans le cadre du relevé intégré des écosystèmes pélagiques de 2017-2018 étaient probablement matures, compte tenu de leur longueur totale (> 140 cm). Cette prédominance des mâles au Canada, soutenue par le fait qu'aucune femelle n'a été recapturée au Canada dans le cadre des travaux de marquage en cours (Nosal, comm. pers., 2018), semble indiquer que les individus au Canada font partie d'une plus grande population.

Chez le milandre, la philopatrie des femelles et la dispersion des mâles sont étayées par une analyse génétique mondiale montrant un  $F_{ST}$  calculé à partir du noyau ( $F_{ST} = 0,09-0,21$ ;  $P < 0,001$ ) plus faible que celui calculé à partir des mitochondries ( $F_{ST} = 0,15-0,29$ ;  $P < 0,001$ ) (Chabot, 2015).

Les études de marquage réalisées ailleurs sont plus exhaustives (Walker *et al.*, 1997; Rogers *et al.*, 2017) et indiquent des déplacements de plus de 500 km, le plus long déplacement consigné étant de 3 016 km.

## Relations interspécifiques

Le milandre est la proie d'autres élastomobranthes, notamment le grand requin blanc (*Carcharodon carcharias*) et le requin plat-nez (*Notorynchus cepedianus*), et possiblement de mammifères marins (Ebert, 2003). En Nouvelle-Zélande, des pêcheurs commerciaux ont observé des épaulards (*Orcinus orca*) emporter du milandre pris à des palangres (Visser, 2000).

Le milandre est un prédateur opportuniste qui se nourrit de plusieurs espèces de poissons en milieux pélagiques et démersaux (Ebert, 2003). Ses proies comprennent des poissons, notamment des clupéidés (harengs), des pleuronectiformes (poissons plats), des scorpénidés (sébastes), des scombridés (maquereaux) et des embiotocidés (ditrèmes), ainsi que des céphalopodes (teuthoidés) (Ripley, 1946).

Au Pérou, le milandre a une niche isotopique qui lui est propre, dont moins de 2 % chevauchent celle d'autres requins comme les espèces du genre *Alopias* et le requin-marteau commun (*Sphyrna zygaena*), ce qui indique un régime alimentaire généralisé qui s'adapte au partitionnement des niches (Alfaro-Cordova *et al.*, 2018).

Une étude dans l'Atlantique Nord-Est a révélé que le régime alimentaire du milandre adulte est très généralisé, mais qu'il est constitué presque exclusivement de poissons (98,8 % en poids) (Morato *et al.*, 2003). Une prédominance similaire de poissons (~ 96,5 %) dans le régime alimentaire a été observée chez le milandre en Nouvelle-Zélande, qui se nourrit également de crustacés (~ 0,2 %) et de céphalopodes (3,6 %) (Dunn *et al.*, 2010). En Australie, les poissons téléostéens constituaient 47 % du régime alimentaire en poids, suivis des céphalopodes (37 %) (Walker, 1989). Le régime alimentaire varie sans doute

considérablement selon la taille de l'individu et la saison. En Argentine, bien que les poissons téléostéens constituent encore 98,5 % du régime alimentaire en fonction de l'indice d'abondance relative, le régime alimentaire du milandre change selon son stade de développement et la saison; les juvéniles se nourrissent davantage d'invertébrés benthiques comme le poulpe; pendant l'été, les milandres adultes se nourrissent de manière moins opportuniste et consomment davantage de poissons téléostéens benthiques (de décembre à janvier) et de calmars (de mars à avril) (Lucifora *et al.*, 2006). Les différences ontogénétiques dans le régime alimentaire sont probablement attribuables aux déplacements vers un habitat en eaux plus profondes ainsi qu'à la croissance de l'espèce (Lucifora *et al.*, 2006).

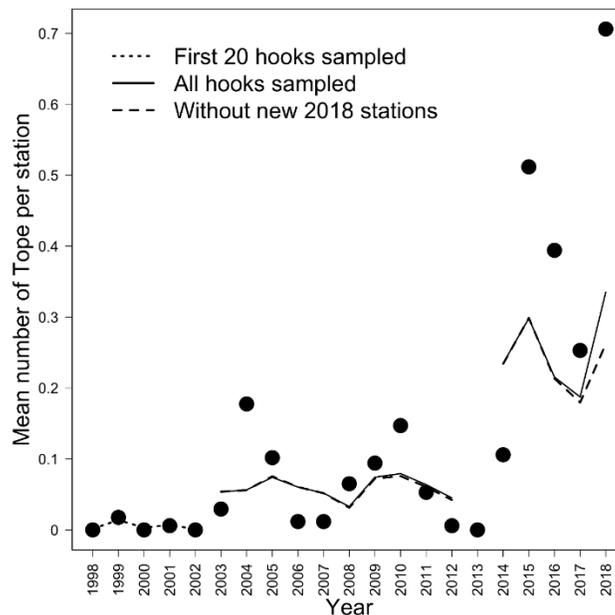
## **TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS**

### **Abondance et tendances**

Aux États-Unis, seulement 51 milandres ont été capturés entre la Californie et les eaux au large du sud de l'île de Vancouver dans le cadre du relevé au chalut de fond du NMFS ciblant le poisson de fond (1977-2017; NMFS US West Coast Groundfish Bottom Trawl Survey, données inédites); ce relevé ne constitue donc pas une source fiable en ce qui concerne l'abondance ou les tendances de l'espèce.

Dans la Southern California Bight, une augmentation à court terme des effectifs a été observée lors d'un relevé au filet fixe (1995-2004) et a été attribuée à l'interdiction de pêche au filet maillant en Californie (Pondella et Allen, 2008).

Au Canada, seulement 1 des 18 relevés examinés faisait état d'un nombre important de milandres (annexe 1). Les relevés annuels à la ligne fixe de la CIFP dans les eaux de la Colombie-Britannique ont enregistré seulement 45 prises de milandres entre 1996 et 2004 (COSEWIC, 2007), mais ce nombre a augmenté depuis pour atteindre 551 prises en date de 2018 (figure 10, annexe 3). Le relevé est effectué en été à l'aide d'engins de pêche à la palangre et couvre la majeure partie de l'aire de répartition et de la plage de profondeurs du milandre au Canada, ce qui en fait une bonne source pour établir un indice d'abondance relative. Le milandre n'est pas capturé de façon constante lors de ce relevé, puisque les données montrent certaines années où aucun individu n'a été capturé (annexe 3, 95 % des stations sans prise) et qu'il y a un grand coefficient de variation (CV = 8,7 au total) (figure 10; 89 % des stations sans prises; CV = 5,6 depuis 2014).



**Veillez voir la traduction française ci-dessous :**

Mean number of Tope per station = Nombre moyen de milandres par station  
 Year = Année  
 First 20 hooks sampled = Dénombrement des 20 premiers hameçons  
 All hooks sampled = Dénombrement de tous les hameçons  
 Without new 2018 stations = Sans compter les nouvelles stations de 2018

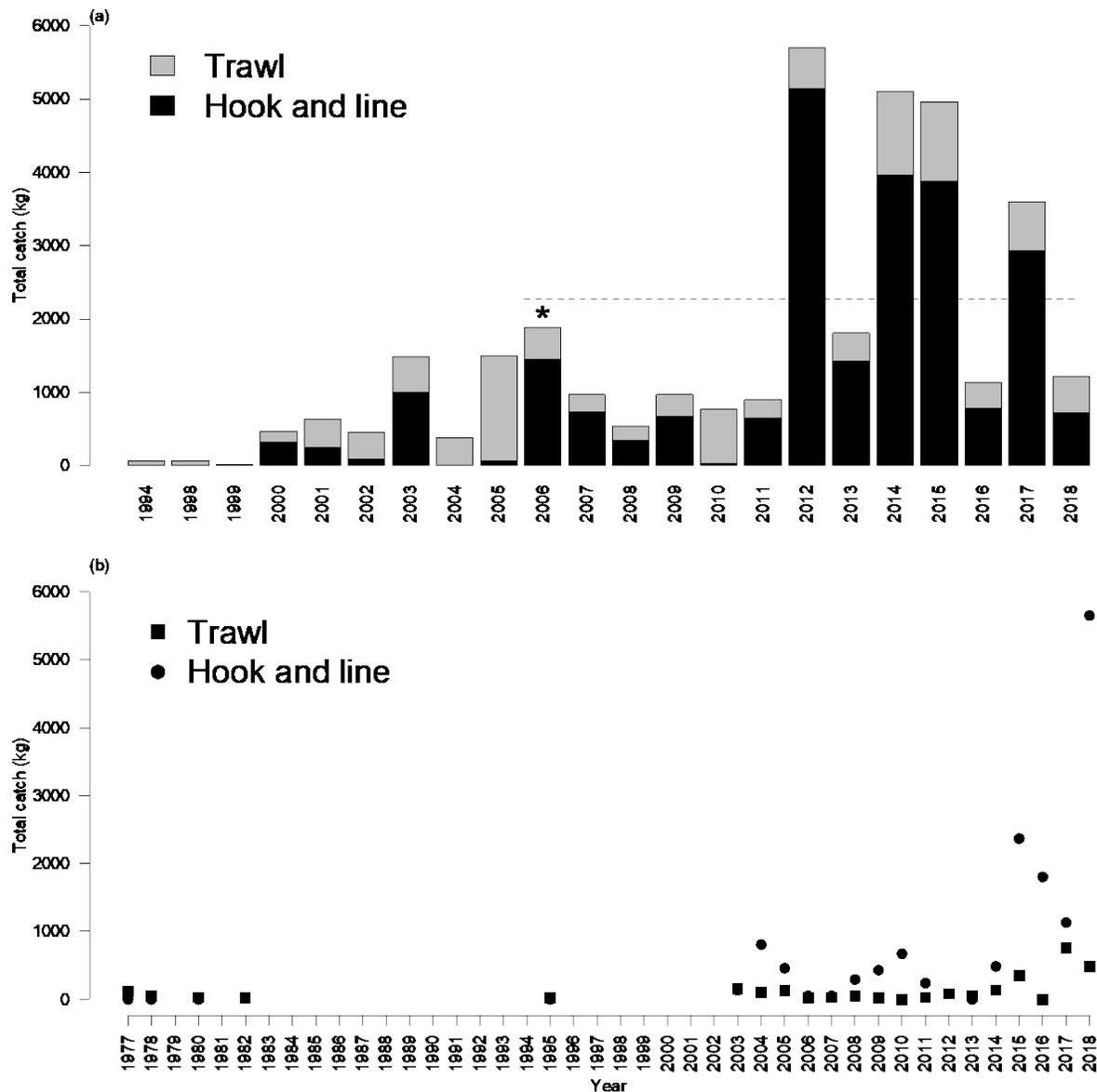
Figure 10. Nombre moyen de milandres capturés par station de mai à août chaque année dans le cadre du relevé à la ligne fixe de la CIFP effectué le long de la côte de la Colombie-Britannique et valeurs moyennes prédites par année à partir d'un modèle linéaire généralisé (MLG) de prises de milandres en fonction de l'année, de la profondeur, de la durée d'immersion et de l'indice d'oscillation décennale du Pacifique (ODP), et du nombre d'hameçons qui sert de correction de prévision. Les valeurs moyennes prédites à partir d'un MLG appliqué à un sous-ensemble de données sans ensembles sous-échantillonnés (ensembles antérieurs à 2003) et d'un MLG sur des données qui ne tiennent pas compte des stations ajoutées en 2018 sont incluses aux fins de comparaison (voir l'annexe 4).

Les prises de la ligne fixe ont été analysées à l'aide de deux modèles linéaires généralisés sans inflation suivant une distribution binomiale négative et ayant comme variables explicatives l'année, la profondeur, l'indice d'oscillation décennale du Pacifique (ODP) et la durée d'immersion; le nombre d'hameçons dans un ensemble servait de correction de prévision. Un modèle repose sur les données de 1998 à 2002, lorsque seuls les 20 premiers hameçons d'un ensemble faisaient l'objet d'un dénombrement des prises d'espèces autres que le flétan. L'autre modèle repose sur les données de 2003 à 2018, lorsque tous les hameçons faisaient l'objet d'un dénombrement; toutefois, l'année 2013 a été exclue de ces données, car seuls les 20 premiers hameçons ont fait l'objet d'un dénombrement cette année-là. Malgré la prise en compte de l'effort, de la profondeur et de l'ODP, la moyenne ajustée de prises de milandres par station n'a pas augmenté de façon considérable de 1998 à 2002, mais a augmenté d'environ 7 fois de 2003 à 2018, d'après le coefficient de l'année tiré du modèle ( $P < 0,0001$ ) (figure 10, annexe 4). En 2018, 126 stations supplémentaires ont fait l'objet d'un échantillonnage. La tendance est restée stable malgré ce changement dans l'échantillonnage (figure 10), car le sous-échantillonnage des

prises de 2018 en vue d'inclure uniquement les stations précédemment échantillonnées a permis de maintenir l'augmentation estimée à environ 7 fois celle de 2003 (annexe 4).

Bien qu'il n'y ait toujours pas suffisamment de données sur les prises commerciales pour établir un indice d'abondance utile (seulement 0,0018 % des traits avec prises de milandres dans l'ensemble; 0,0023 % depuis 2014), le total des prises commerciales et des CPUE de milandres en Colombie-Britannique a augmenté au cours des sept dernières années : les prises totalisaient 23 534 kg (moyenne annuelle de 3 362 kg) entre 2012 et 2018, alors qu'elles totalisaient 3 589 kg (moyenne annuelle 449 kg) entre 1994 et 2004 (aucune donnée de 1995 à 1997) (figure 11a). Toutefois, ces augmentations ne sont pas monotones et présentent de grandes variations. La présence d'observateurs dans les pêches au chalut est complète depuis 1996, mais ne l'est seulement que depuis 2006 dans les pêches à la ligne et à l'hameçon. Par conséquent, un meilleur processus de déclaration, en combinaison avec des efforts visant à améliorer l'identification des requins (DFO, 2012), pourrait être en partie responsable des changements dans les prises. De même, le nombre de prises a légèrement augmenté dans le cadre des relevés de recherche, mais ces derniers n'ont permis de capturer que 2 632,6 kg (moyenne de 125,4 kg/an) de milandre depuis 1977 au moyen d'engins de pêche au chalut et 14 698,4 kg (moyenne de 699,9 kg/an) depuis 1982 au moyen d'engins de pêche à la ligne et à l'hameçon (y compris le relevé à ligne fixe de la CIFP) (figure 11 b).

Les prises dans les pêches commerciales et les activités de recherche ont augmenté dans la région à l'est de Haida Gwaii, qui était lourdement exploitée dans les pêches antérieures (figure 6, Barraclough, 1948). Il n'y avait aucune mention de milandre dans cette région de la Colombie-Britannique avant 2005, malgré des efforts de pêche considérable (7 243 heures de chalutage et 1 632 mouillages de palangre; COSEWIC, 2007). Depuis, il y a eu au moins 30 mentions, d'après les données commerciales ou de recherche (figure 3 et 6), dont 18 proviennent du relevé à ligne fixe 2017-2018 de la CIFP. La hausse du nombre de prises dans le détroit d'Hécate constatée dans les relevés de la CIFP pourrait être attribuable aux stations ajoutées en 2018 (figure 6ab). Cependant, elle a également été observée dans les mentions commerciales (figure 6cd), ce qui porte à croire qu'une certaine expansion de la répartition ou croissance de la population s'est produite.



**Veillez voir la traduction française ci-dessous :**

Total catch (kg) = Quantité totale des prises (kg)

Year = Année

Trawl = Chalut

Hook and line = Ligne et hameçon

Figure 11. Prises observées de milandres a) dans les pêches commerciales canadiennes au chalut et à la palangre ciblant le poisson de fond dans le Pacifique entre 1994 et 2018 et b) dans les relevés de recherche effectués entre 1997 et 2018. La ligne pointillée représente la quantité moyenne des prises de 2006 à 2018. La surveillance électronique complète en mer dans les pêches à la ligne et à l'hameçon a commencé en 2006 (\*). Les quantités totales dans les pêches à la ligne et à l'hameçon comprennent les individus remis à l'eau convertis en poids, selon un poids moyen de 26,92 kg/individu provenant des données de relevés canadiens. Sources : bases de données PacHarv, PacHarvTrawl, GFFOS, GFBio, PacHarvHL et PacHarvSable; relevé à la ligne fixe de la CIFF; relevé de recherche sur le saumon en haute mer de la COIV; relevé intégré des écosystèmes pélagiques; relevé sur les espèces pélagiques de la COIV.

L'augmentation des prises de milandres observée dans les pêches commerciales et les activités de recherche ainsi que l'expansion de la zone d'occupation dans le détroit d'Hécate pourraient découler de la croissance de la population, mais pourraient également refléter des changements dans la répartition en réponse aux récents épisodes de réchauffement, comme le « blob » (masse d'eau chaude) associé à l'ODP de 2013-2016 et le phénomène El Niño subséquent (2015-2016; Tseng *et al.*, 2017), en plus de l'amélioration du processus de déclaration. Comme la température constitue un obstacle important à la dispersion (voir la sous-section **Structure spatiale et variabilité de la population**), les augmentations observées ici, et celles qui seront observées à l'avenir, pourraient être attribuables, au moins en partie, à des changements dans l'aire de répartition latitudinale. Cependant, les données des relevés à la ligne fixe de la CIFP et les données sur les prises commerciales ne fournissent aucune preuve solide qu'il y a des changements dans l'aire de répartition latitudinale au Canada (figure 6). La latitude moyenne des prises dans le cadre du relevé de la CIFP n'a pas augmenté avec les années (latitude moyenne des prises = 50,5° N, de 2003 à 2012; moyenne = 50,1, de 2013 à 2018); il en va de même pour la latitude moyenne des prises dans les pêches commerciales au chalut et à la ligne et à l'hameçon (latitude moyenne des prises = 50,1° N, de 2003 à 2012; moyenne = 50,0, de 2013 à 2018). Depuis 2012, les prises dans le cadre des relevés de la CIFP et dans les pêches commerciales ont également augmenté dans la partie sud de l'aire de répartition du milandre, à l'ouest de l'île de Vancouver (figure 6).

Une analyse génétique a permis d'estimer la taille de la population de femelles reproductrices à 89 545 individus dans l'ensemble du Pacifique Nord-Est (Chabot et Allen, 2009). En sept ans, de 1938 à 1944, environ 15 600 t de milandres auraient été prélevées dans les eaux le long de la côte ouest de l'Amérique du Nord. Cette quantité qui peut servir d'estimation indirecte de la population antérieure minimale. Selon le MPO (DFO, 2012), compte tenu des 60 ans sans pêche ciblée, des prises accessoires minimales et du cycle vital de l'espèce, il est raisonnable de supposer un rétablissement d'au moins 10 % de la population par rapport au niveau antérieur dans ces eaux, soit environ 1 500 t.

De manière générale, l'abondance et les tendances de la population dans les eaux canadiennes sont inconnues; les données disponibles indiquent qu'il y a eu une certaine augmentation des prises dans les relevés à la palangre depuis 2014, mais l'ampleur exacte est inconnue en raison de la grande variabilité des données. Il est peu probable que les effectifs du milandre soient revenus aux niveaux présumés dans les années 1930, avant la grande période de pêche dirigée.

## **Immigration de source externe**

La Colombie-Britannique constitue la limite nord de l'aire de répartition du milandre dans le Pacifique Nord-Est. L'UD s'étend sur toute la côte ouest de l'Amérique du Nord, et la population canadienne pourrait bénéficier d'un apport découlant de la dispersion d'individus dans les eaux états-uniennes. Les données génétiques et les données de marquage indiquent que les individus déplacent régulièrement des eaux canadiennes aux eaux états-uniennes, et vice-versa.

## MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

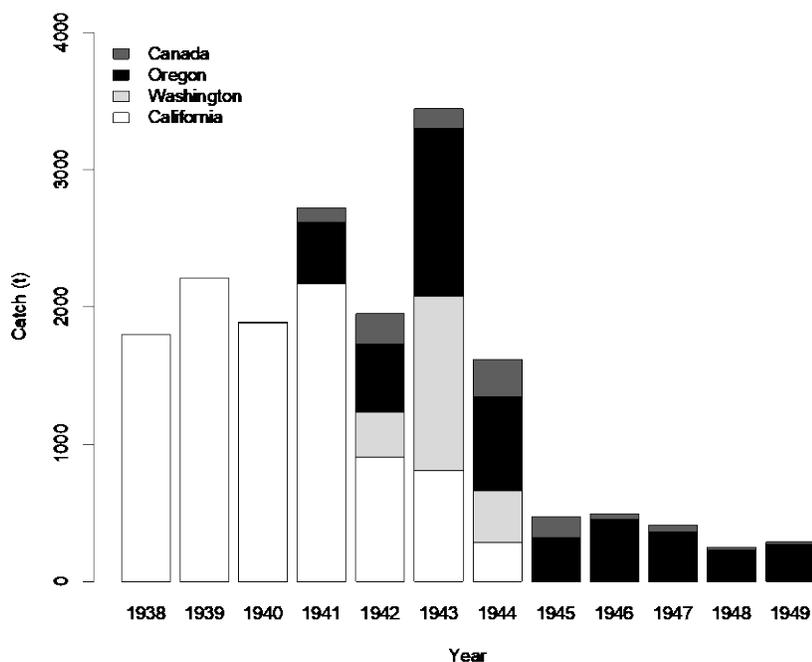
### Menaces

Le calculateur des menaces de l’UICN a été utilisé pour évaluer la portée et la gravité du risque que représentent les menaces actuelles et imminentes pour la population (Master *et al.*, 2012). La portée d’une menace est définie comme la proportion de la population qui devrait être touchée par la menace d’ici dix ans si les circonstances et les tendances actuelles se maintiennent. La gravité correspond au niveau de dommage (pourcentage du déclin de la population) que causera vraisemblablement la menace à la population au cours de la portée définie, si les circonstances et les tendances actuelles se maintiennent au cours des dix prochaines années ou des trois prochaines générations, selon la période la plus longue. L’immédiateté correspond au moment où la menace devrait se produire (menace présente ou pouvant se manifester uniquement dans le futur). Un calculateur des menaces de l’UICN est fourni pour l’UD du milandre (annexe 6).

#### IUCN 5. Utilisation des ressources biologiques (impact faible)

À l’heure actuelle, les prises accessoires continues dans les pêches commerciales du poisson de fond, où le milandre est capturé en petit nombre par des engins de pêche au chalut et à la ligne et à l’hameçon, constituent la principale menace pesant sur le milandre dans les eaux canadiennes. L’impact global des menaces est faible (annexe 6).

Au début des années 1930, les pêches au milandre dans le Pacifique Nord-Est visaient un petit marché de filets frais en Californie et un marché d’exportation des ailerons séchés en Asie (Ripley, 1946; annexe 5). À partir de 1937, le milandre a fait l’objet d’une pêche brève, mais intensive, dans l’ensemble de son aire de répartition dans le Pacifique Nord-Est, où il était visé pour son foie (King *et al.*, 2017). Dans les premières statistiques sur les prises, seulement le poids du foie était consigné. Le foie représente environ 10 % du poids d’un milandre adulte mâle (Bailey, 1952). Le nombre total d’individus est estimé à partir de la longueur moyenne des milandres capturés (longueur totale de 160 cm; Ripley, 1946) et de la relation longueur-poids suivante :  $\text{poids}_{\text{kg}} = 3,89 \times 10^{-6} (\text{LT})^{3,02}$  (Olsen, 2013), ce qui donne un poids moyen de 18 kg par individu. Cette pêche a débuté en Californie, puis s’est étendue à la Colombie-Britannique, à l’Oregon et à l’État de Washington au début des années 1940 (figure 12). Les débarquements de requins en Californie ont atteint un sommet en 1939 (2 209 t), avant que la pêche ne s’effondre en 1945. Les débarquements de milandres étaient plus élevés que ceux signalés, car bon nombre des prises de milandres après 1941 étaient encore enregistrées comme « requin non identifié » (Ripley, 1946).



**Veillez voir la traduction française ci-dessous :**

Catch (t) = Prises (t)

Year = Année

Washington = État de Washington

California = Californie

Figure 12. Prises estimées de milandres le long de la côte ouest de l'Amérique du Nord, de 1938 à 1949, lorsque la pêche s'est effondrée. Sources : Californie (Ripley, 1946), Canada (Barraclough, 1946; Bailey, 1952), Oregon (Westrheim, 1950), État de Washington (Department of the Interior Information Service). Les données sur les débarquements en Californie avant 1941 sont fondées sur la proportion (52,9 %) des débarquements totaux de requins. Les débarquements au Canada et dans les États de Washington et de l'Oregon sont multipliés par un facteur de 10 (Bailey, 1952) pour les convertir en poids de poissons entiers. Voir les valeurs à l'annexe 5.

La pêche canadienne au milandre a débuté en 1940, principalement au large de la côte ouest de l'île de Vancouver et dans le détroit d'Hécate, et se faisait au moyen de palangres, de chaluts, de filets maillants installés en profondeur et de filets dérivants (Barraclough, 1948). Elle a atteint un sommet en 1944 à 278 t de foie débarquées, soit environ 13 200 individus. De 1930 à 1949, environ 975 833 individus ont été capturés dans la population du Pacifique Nord-Est, dont environ 58 300 ont été débarqués dans des ports canadiens; on ignore toutefois le nombre de prises qui ont été faites dans les eaux canadiennes (annexe 5). Puis, en 1947, la vitamine A a été synthétisée pour la première fois, ce qui a éliminé la demande pour les sources naturelles de ce produit. En 1949, la pêche canadienne au milandre était terminée (figure 12, annexe 5).

La pêche intensive qui a eu lieu de 1938 à 1949 a rapidement épuisé la biomasse des adultes de l'espèce, ce qui a causé l'effondrement de la pêche (Walker, 1999; Ebert, 2003). Walker (1999) soutient que les milandres ciblés au cours de cette brève période étaient relativement de grande taille et que les petits juvéniles n'étaient que peu capturés, les stocks devraient être mesure de se rétablir après la fin de la pêche. Cependant, il n'y a pas de données à l'appui de cette hypothèse.

Par la suite, les prises commerciales de milandres aux États-Unis ont varié entre 100 et 380 t (en poids de poissons entiers) de 1976 à 1994, et en Californie, entre 30 et 68 t de 1995 à 1999 (Walker, 1999). De 2000 à 2009, les débarquements étaient en moyenne de 27 t par année, principalement en provenance de la Californie. Depuis 2010, les débarquements aux États-Unis sont en moyenne de 2,5 t/an (NMFS, 2018). Les prises accessoires au Canada sont remises à l'eau.

Depuis 2006, les prises accessoires canadiennes déclarées ont atteint en moyenne 527 kg/an et 1 748 kg/an dans les pêches au chalut et à la ligne et à l'hameçon, respectivement, ce qui correspond à une moyenne globale de 2 275 kg/an (figure 11). Si l'on suppose que chaque requin pèse en moyenne 26,9 kg (comme il a été observé dans les études canadiennes), ce sont 85 requins qui ont été capturés en moyenne chaque année. Depuis 2012, année à laquelle le MPO a mis en place le plan de gestion du MPO pour le milandre (DFO, 2012), un total d'environ 23 533 kg, ou environ 875 individus, ont été capturés à titre de prises accessoires. Bon nombre de ces prises proviennent des zones 3C et 3D de la Commission des pêches maritimes du Pacifique (CPMP), à l'ouest de l'île de Vancouver (tableau 3 et 4). Le milandre a été capturé tous les mois de l'année, mais les prises les plus importantes ont lieu de janvier à février et de juin à août (figure 8, annexe 2). Dans l'ensemble, les données des observateurs indiquent que le nombre de prises accessoires de milandres dans les eaux canadiennes est faible par rapport à l'effort de pêche total. Toutefois, l'importance des prises accessoires par rapport à la population totale est inconnue, car le taux de mortalité après la remise à l'eau est inconnu.

**Tableau 3. Prises annuelles de milandres (kg) dans les pêches commerciales au chalut par année et par zone de la CPMP dans les eaux canadiennes du Pacifique, d'après la couverture par les observateurs en mer de 1994 à 2018. La moyenne a été calculée pour la période de 2001 à 2018, lorsque les données étaient considérées comme complètes. Le nombre d'individus a été estimé à partir d'un poids moyen de 26,92 kg/individu, tiré des données de relevés canadiens. Sources : bases de données PacHarvTrawl, GFFOS et GFBio.**

Année	Prises (kg)									Total	Nombre estimé d'individus
	Zone 4B	Zone 3C	Zone 3D	Zone 5A	Zone 5B	Zone 5C	Zone 5D	Zone 5E	Zone inconnue		
1994	0,0	0,0	0,0	0,0	66,7	0,0	0,0	0,0	0,0	66,7	2
1998	0,0	0,0	23,6	45,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	68,9	3
1999	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	18,1	0,0	0,0	0,0	18,1	1
2000	0,0	93,9	0,0	36,3	0,0	18,1	0,0	0,0	0,0	148,3	6

Année	Prises (kg)										Nombre estimé d'individus
	Zone 4B	Zone 3C	Zone 3D	Zone 5A	Zone 5B	Zone 5C	Zone 5D	Zone 5E	Zone inconnue	Total	
2001	0,0	99,0	45,4	58,1	67,6	29,5	82,5	0,0	0,0	381,9	14
2002	0,0	117,9	36,3	99,8	45,4	36,3	27,2	0,0	0,0	362,8	13
2003	0,0	74,8	97,5	163,3	100,7	54,4	0,0	0,0	0,0	490,8	18
2004	0,0	213,2	13,6	124,7	0,0	31,8	0,0	0,0	0,0	383,3	14
2005	0,0	754,3	337,9	78,5	168,3	72,6	0,0	0,0	23,1	1 434,7	53
2006	0,0	265,4	106,6	22,7	0,0	34,0	0,0	0,0	0,0	428,7	16
2007	0,0	134,7	0,0	88,9	11,3	0,0	0,0	0,0	0,0	235,0	9
2008	0,0	68,1	22,7	0,0	0,0	56,7	39,5	0,0	0,0	186,9	7
2009	0,0	92,5	0,0	31,8	138,4	36,3	0,0	0,0	0,0	298,9	11
2010	0,0	421,9	256,3	0,0	54,4	0,0	15,9	0,0	0,0	748,5	28
2011	0,0	163,3	22,7	0,0	25,0	0,0	45,4	0,0	0,0	256,3	10
2012	0,0	387,8	34,0	0,0	140,6	0,0	0,0	0,0	0,0	562,5	21
2013	0,0	152,0	49,0	36,3	147,4	0,0	0,0	0,0	0,0	384,6	14
2014	0,0	447,7	68,5	68,0	480,8	0,0	54,4	0,0	24,5	1 143,9	42
2015	0,0	595,9	374,2	77,1	18,1	0,0	0,0	0,0	20,9	1 086,2	40
2016	0,0	154,2	142,0	0,0	0,0	31,8	0,0	0,0	23,6	351,5	13
2017	22,7	458,6	186,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	667,7	25
2018	0,0	381,5	32,6	0,0	81,7	0,0	0,0	0,0	0,0	495,8	18
<b>Total</b>	22,7	5 076,5	1 849,4	930,8	1 546,3	419,6	264,9	0,0	92,0	10 202,1	379
<b>Moyenne (de 2001 à 2018)</b>	1,3	276,8	101,4	47,2	82,2	21,3	14,7	0,0	5,1	550,0	20

**Tableau 4. Prises annuelles de milandres (kg) dans les pêches commerciales à la ligne et à l'hameçon par année et par zone de la CPMP dans les eaux canadiennes du Pacifique, d'après des programmes d'observateurs et de tenue de registres. Le total comprend des individus signalés dans les prises et remis à l'eau, convertis en poids de poissons entiers. La moyenne a été calculée pour la période de 2006 à 2018, lorsque les données et la présence d'observateurs étaient considérées comme complètes. Le nombre d'individus a été estimé à partir d'un poids moyen de 26,92 kg/individu, tiré des données de relevés canadiens. Sources : bases de données PacHarvHL, PacharvSable et GFFOS.**

Année	Prises (kg)										Nombre estimé d'individus	
	Zone 4B	Zone 3C	Zone 3D	Zone 5A	Zone 5B	Zone 5C	Zone 5D	Zone 5E	Zone inconnue	Total		
2000	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	322,5	322,5	12
2001	0,0	0,0	0,0	0,0	106,6	143,8	0,0	0,0	0,0	0,0	250,4	9
2002	0,0	0,0	9,10	34,0	0,0	49,0	0,0	0,0	0,0	0,0	92,1	3
2003	0,0	253,4	54,4	0,0	285,7	305,3	0,0	102,0	0,0	1 000,8	37	
2004	0,0	2,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,1	1	
2005	0,0	35,0	7,70	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	20,0	62,7	2
2006	0,0	969,1	0,0	0,0	0,0	269,2	188,4	26,9	0,0	1 453,7	54	
2007	0,0	161,5	430,7	54,1	0,0	93,0	0,0	0,0	0,0	739,4	27	
2008	0,0	26,9	0,0	26,9	26,9	269,2	0,0	0,0	0,0	350,0	13	
2009	0,0	511,5	26,9	0,0	134,6	0,00	0,0	0,0	0,0	673,0	25	
2010	0,0	0,0	26,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	26,9	1	
2011	0,0	350,0	53,8	161,52	53,8	26,9	0,0	0,0	0,0	646,1	24	
2012	0,0	1 076,8	2 422,8	188,44	26,9	1 426,8	0,0	0,0	0,0	5 141,7	191	
2013	0,0	457,6	457,6	26,92	26,9	457,6	0,0	0,0	0,0	1 426,8	53	
2014	0,0	2 099,8	619,2	188,44	134,6	915,3	0,0	0,0	0,0	3 957,2	147	
2015	0,0	1 319,1	1 453,7	161,52	673,0	242,3	26,9	24,6	0,0	3 874,2	144	
2016	0,0	80,8	376,9	0,00	0,0	296,1	0,00	26,9	0,0	780,7	29	
2017	0,0	1 749,8	0,00	0,00	53,8	26,92	1 103,7	0,0	0,0	2 934,3	109	
2018	0,0	484,6	161,5	0,00	0,0	80,8	0,0	0,0	0,0	726,8	27	
<b>Total</b>	0,0	9 577,9	6 101,3	841,90	1 522,9	4 602,2	1 319,1	180,5	342,5	24 461,3	908	
<b>Moyenne (de 2006 à 2018)</b>	0,0	714,4	463,9	62,1	87,0	315,7	101,5	6,0	0,00	1 748,5	65	

Les débarquements de milandre dans les pêches commerciales au Mexique sont peu documentés. Des règlements visant à protéger les requins et les raies de la surexploitation au Mexique sont entrés en vigueur en 2020, mais leur efficacité est inconnue. Les individus qui fréquentent les baies côtières, en particulier les endroits où les femelles mettent bas, peuvent être les plus vulnérables à la pêche mexicaine, et la menace que représentent les pêches commerciales pour le milandre peut être plus élevée que ce qu'il est possible de déterminer à partir des renseignements disponibles.

Les changements climatiques peuvent entraîner une hausse de la température dans les eaux du Nord et déplacer vers le nord le centre de l'aire de répartition de cette espèce qui préfère les eaux froides du Pacifique Est.

### **Facteurs limitatifs**

On ignore à quel point la population de milandres s'est rétablie ou est restée appauvrie depuis les années 1940. Les principaux facteurs limitant le rétablissement de la population à la suite de son effondrement causé par la pêche dirigée sont la maturité tardive et la faible fécondité de l'espèce (Smith, 1998; Lucifora *et al.*, 2004, Dureil et Worm, 2016).

### **Nombre de localités**

Tous les individus présents au Canada forment probablement une seule population, et la principale menace est la prise accessoire, qui se produit dans l'ensemble de l'aire de répartition dans les eaux canadiennes. Cependant, les individus de cette UD errent sur de grandes distances, et la menace de mortalité est aléatoire et éphémère, le concept de localités ne s'applique donc pas.

## **PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS**

### **Statuts et protection juridiques**

Avant la présente évaluation, le milandre a été désigné comme étant une espèce préoccupante par le COSEPAC en 2007 et il a été inscrit selon le même statut à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* en 2009.

Depuis 2006, les pêches commerciales à la palangre et au chalut ciblant le poisson de fond font l'objet d'une couverture complète par des observateurs, soit en mer, soit au moyen de la surveillance électronique. Depuis 2011, il est interdit de cibler et de conserver le milandre dans les pêches commerciales et récréatives, et tous les individus doivent être remis à l'eau vivants et de manière à les blesser le moins possible (DFO, 2012). En 2012, le MPO a élaboré un plan de gestion du milandre qui recommande de poursuivre les recherches sur l'écologie et la biologie de l'espèce dans les eaux canadiennes et d'établir un indice d'abondance relative d'ici 2017. Au cours des six années qui ont suivi la création du plan, aucune recherche n'a été effectuée sur le milandre dans les eaux canadiennes, et

aucun indice d'abondance relative n'a été établi. Cependant, le Code de conduite sur la manipulation des requins (DFO, 2014) et une base de données des observations dans laquelle les plongeurs et les pêcheurs sont invités à signaler leurs observations de milandres ont été conçus dans le cadre du plan (DFO, 2012). Une fiche d'identification des espèces de requins en Colombie-Britannique a été conçue en 2011 et mise à jour en 2017 afin de répondre aux exigences relatives à l'amélioration de la précision de la surveillance des prises accessoires (DFO, 2011).

Le milandre a été désigné « vulnérable » à l'échelle mondiale par l'UICN en 2006 en fonction des critères A2bd+3d+4bd (déclin observé et prévu de la population d'après les niveaux d'exploitation et un indice d'abondance; ces données ne tiennent pas compte du Canada) (Walker *et al.*, 2006). En 2020, le milandre a été inscrit à l'annexe II de la Convention sur la conservation des espèces migratrices (CMS, de l'anglais *Convention on Migratory Species*), qui oblige les Parties à travailler à l'échelle régionale pour assurer la conservation, en particulier au moyen du protocole d'entente sur la conservation des requins migrateurs de la CMS. En 2020, le milandre a été évalué comme étant « gravement en péril » par l'UICN, selon le critère A2bd (Walker *et al.*, 2020). Il convient également de noter que l'évaluation de l'UICN repose sur une durée d'une génération mondiale de 26,3 ans.

NatureServe (2018) n'a pas encore classé le milandre à l'échelle mondiale. Cependant, au Canada, l'espèce est classée « vulnérable » (N3), ce qui indique un risque modéré de disparition du pays en raison des déclinés récents ou généralisés de la population non reproductrice (N3N) et migratrice (N3M) au Canada.

## **Statuts et classements non juridiques**

Depuis 1996, la flottille canadienne de pêche commerciale au chalut ciblant le poisson de fond fait l'objet d'une surveillance complète par des observateurs en mer. En 2001, le gouvernement canadien a fait la promotion de l'identification exacte des requins afin d'améliorer les déclarations de requins remis à l'eau, ce qui a augmenté les déclarations relatives aux remises à l'eau pour certaines espèces, mais pas pour le milandre (King *et al.*, 2017). Depuis 2006, les pêches canadiennes à la palangre ciblant le poisson de fond du Pacifique (c.-à-d. le flétan du Pacifique, les sébastes, la morue-lingue et l'aiguillat commun du Pacifique) font l'objet d'une surveillance des prises en mer au moyen d'un système de surveillance vidéo combiné à une vérification des journaux de bord, dans lesquels les pêcheurs sont tenus de déclarer toutes les prises de requins (DFO, 2012). Le MPO a élaboré des codes de conduite pour les rencontres avec les requins, y compris l'enchevêtrement dans les engins de pêche, qui fournissent des lignes directrices sur la manipulation et la remise à l'eau à l'intention des pêcheurs commerciaux et récréatifs (DFO, 2014). Les codes de conduite visent à réduire la mortalité par pêche, mais malgré une surveillance améliorée, la mortalité associée aux prises accessoires n'est pas bien comprise.

## Protection et propriété de l'habitat

Il n'existe aucune mesure de protection directe de l'habitat du milandre au Canada. La zone de protection marine des récifs d'éponges siliceuses du détroit d'Hécate et du bassin de la Reine-Charlotte offre une protection potentielle, quoique limitée, et les restrictions concernant la pêche à la ligne et à l'hameçon dans les aires de conservation des sébastes, en particulier sur la côte ouest de l'île de Vancouver, pourraient offrir une protection mineure. Le milandre se trouve dans la RPNPR et dans la réserve d'aire marine nationale de conservation Gwaii Haanas (tableau 1). La RPNPR ne s'étend pas assez loin pour protéger l'habitat principal du milandre (Yakimishyn, comm. pers., 2018), et une certaine pêche commerciale est pratiquée des parties de la réserve du parc. L'habitat du milandre est protégé dans près de la moitié des eaux de Gwaii Haanas, où l'accès restreint et les zones de protection intégrales ne permettent pas la pêche commerciale (Plan directeur 2018; <https://www.pc.gc.ca/fr/pn-np/bc/gwaiihaanas/info/consultations/gestion-management-2018>).

Il existe des fermetures supplémentaires concernant la pêche au poisson de fond dans les récifs d'éponges siliceuses dans le détroit de Georgia et la baie Howe. Toutefois, comme le milandre est rarement capturé dans le détroit, ces mesures de protection ne visent pas l'habitat optimal. Dans l'ensemble, la protection de l'habitat est minimale.

## REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS

Les rédacteurs remercient Jacquelynn King (Ph. D.), de la Station biologique du Pacifique, d'avoir fourni les données d'observation du MPO; Maria Surry, chef du programme de l'Unité des données sur le poisson de fond au MPO, d'avoir fourni les données sur les prises commerciales et les données de recherche du MPO; Jennifer Boldt d'avoir fourni les données du relevé intégré des écosystèmes pélagiques; Tom Kong, de la CIFP, d'avoir fourni le relevé à la ligne fixe; Jennifer Yakimishyn et Lynn Lee, de Parcs Canada, d'avoir fourni les données d'observations et les renseignements sur le milandre dans la RPNPR et dans la réserve de parc national Gwaii Haanas, respectivement; Rhona Govender, biologiste des espèces en péril au MPO, d'avoir fourni des renseignements sur la gestion du milandre; Todd Hay (Ph. D.), du Northwest Fisheries Science Center de la NOAA, de les avoir dirigés vers les données du *West Coast Groundfish Bottom Trawl Survey* du NMFS; et David Ebert (Ph. D.), du Pacific Shark Research Center à Moss Landing, Andrew Nosal (Ph. D.), de la Scripps Institution of Oceanography, et Chris Chabot (Ph. D.), de l'Université d'État de Californie, tous des chercheurs des États-Unis, d'avoir participé à des discussions pertinentes sur la connectivité entre les sous-populations canadiennes et états-uniennes. Enfin, les rédacteurs du présent rapport tiennent à remercier les rédacteurs du dernier rapport de situation du COSEPAC sur le milandre, soit Scott Wallace (Ph. D.), Gordon (Sandy) McFarlane (Ph. D) et Jacquelynn King. Les rédacteurs souhaitent remercier de nouveau Scott Wallace pour les travaux préparatoires qu'il a effectués lors de la rédaction du sommaire du statut de l'espèce pour le milandre en 2017 et qui ont été d'une grande aide pour la rédaction du présent rapport.

## Experts contactés

En plus des personnes mentionnées précédemment, les experts suivants ont été contactés :

Paul Grant (Ph. D.), coordonnateur scientifique des espèces en péril, MPO, Victoria (Colombie-Britannique);

Rhonda Millikin (Ph. D), chef, Évaluation des populations, du Service canadien de la faune, Delta (Colombie-Britannique);

Shelley Pruss (Ph. D), spécialiste de la conservation des espèces, Parcs Canada, parc national Elk Island, Fort Saskatchewan (Alberta);

Katrina Stipek, Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique, ministère de l'Environnement et de la Stratégie sur les changements climatiques de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique);

Gregory Wilson, spécialiste des espèces aquatiques en péril, ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique).

## SOURCES D'INFORMATION

Alfaro-Cordova, E., A. Del Solar, A. Gonzalez-Pestana, N. Acuña-Perales, J. Coasaca, F. Cordova-Zavaleta, J. Alfaro-Shigueto et J.C. Mangel. 2018. Isotopic niches of four commercially important pelagic elasmobranch species captured by the small-scale driftnet fishery of northern Peru. *Latin American Journal of Aquatic Research* 46:482-488.

Anonyme. 1942. Canadian fishes: Twenty third in a series of non-technical articles with reference to various Canadian fish and shellfish and their place in the nation's fisheries. *Fisheries News Bulletin*. Volume 16 Number 190. p. 2.

Anonyme. 1944a. Soupfin sharks becoming scarce through overfishing. *Canadian Fisherman*, April 1944, p. 25.

Anonyme. 1944b. Money in shark livers. *Canadian Fisherman*, March 1944, p. 17.

Baeyaert, J., D. Abecasis, P. Afonso, G. Graça, K. Erzini et J. Fontes. 2018. Solo datasets': unexpected behavioural patterns uncovered by acoustic monitoring of single individuals. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 51:183-201.

Bailey, B.E. 1952. Marine oils with particular reference to those in Canada. *Fisheries Research Board of Canada Bulletin* No. 89. 413 pp.

Barracough, W.E. 1948. The decline of the soupfin shark fishery in British Columbia. *Fisheries Research Board of Canada Progress Reports* 77:91-94.

- Bester-van der Merwe, A.E., D. Bitalo, J.M. Cuevas, J. Ovenden, S. Hernández, C. da Silva, M. McCord et R. Roodt-Wilding. 2017. Population genetics of Southern Hemisphere tope shark (*Galeorhinus galeus*): Intercontinental divergence and constrained gene flow at different geographical scales. *PLoS one* 12(9): e0184481.
- Bitalo, D.N., S.N. Maduna, C. da Silva, R. Roodt-Wilding et A.E. Bester-van der Merwe. 2015. Differential gene flow patterns for two commercially exploited shark species, tope (*Galeorhinus galeus*) and common smoothhound (*Mustelus mustelus*) along the south–west coast of South Africa. *Fisheries Research* 172:190-196.
- British Columbia Ministry of Environment. 2016. Indicators of Climate Change for British Columbia 2016 Update. 61 pages.
- Byers, R.D. 1940. The California shark fishery. *California Fish and Game Fish Bulletin* 26:23–38.
- California Department of Fish and Wildlife (CDFW). 2019. 2019-2020 Ocean Sport Fishing Regulations. <https://www.wildlife.ca.gov/Fishing/Ocean/Regulations/Sport-Fishing>. Téléchargé le 30 mai 2019.
- Capapé, C., J.B. Souissi, H. Méjri, O. Guélorget et F. Hemida. 2005. The reproductive biology of the school shark, *Galeorhinus galeus* Linnaeus 1758 (Chondrichthyes: Triakidae), from the Maghreb shore (southern Mediterranean). *Acta Adriatica: International Journal of Marine Sciences* 46(2):109-124.
- Chabot, C.L. 2015. Microsatellite loci confirm a lack of population connectivity among globally distributed populations of the tope shark *Galeorhinus galeus* (Triakidae). *Journal of Fish Biology* 87(2):371-385.
- Chabot, C.L. et L.G. Allen. 2009. Global population structure of the tope (*Galeorhinus galeus*) inferred by mitochondrial control region sequence data. *Molecular Ecology* 18(3):545-552.
- Clemens, W.A. et G.V. Wilby. 1946. *Fishes of the Pacific coast of Canada*. 1st ed. Fisheries Research Board of Canada Bulletin. 68. 368 pp.
- Compagno, L.J.V., 1984. *FAO species catalogue. Vol. 4. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Part 2 - Carcharhiniformes*. *FAO Fisheries Synopsis* 125(4/2):251-655.
- COSEWIC. 2007. COSEWIC assessment and status report on the soupfin shark (*Galeorhinus galeus*) in Canada. COSEWIC, Ottawa, Canada. [Également disponible en français : COSEPAC. 2007. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le milandre (*Galeorhinus galeus*) au Canada. COSEPAC, Ottawa, Canada.]
- Cuevas, J.M., M. García, and E. Di Giacomo. 2014. Diving behaviour of the critically endangered tope shark *Galeorhinus galeus* in the Natural Reserve of Bahia San Blas, northern Patagonia. *Animal Biotelemetry* 2(1):11.

- DFO (Fisheries and Oceans Canada). 2011. Sharks of British Columbia. Department of Fisheries and Oceans, Ottawa, Canada. [Également disponible en français : MPO (Pêches et Océans Canada). 2011. Requins de la Colombie-Britannique. Ministère des pêches et des océans, Ottawa, Canada.]
- DFO (Fisheries and Oceans Canada). 2012. Management Plan for the Bluntnose Sixgill Shark (*Hexanchus griseus*) and Tope Shark (*Galeorhinus galeus*) in Canada. Species at Risk Act Management Plan Series. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa. iv + 37 pp. [Également disponible en français : MPO (Pêches et Océans Canada). 2012. Plan de gestion du requin gris ( *Hexanchus griseus* ) et du milandre (*Galeorhinus galeus*) au Canada. Série des plans de gestion de la *Loi sur les espèces en péril*. Pêches et Océans Canada, Ottawa. vii + 47 p.]
- DFO (Fisheries and Oceans Canada). 2014. Codes of Conduct: shark encounters. Department of Fisheries and Oceans, Ottawa, Canada. [Également disponible en français : MPO (Pêches et Océans Canada). 2014. Codes de conduites : rencontres avec les requins. Ministère des pêches et des océans, Ottawa, Canada.]
- Domi, N., J.M. Bouquegneau, and K. Das. 2005. Feeding ecology of five commercial shark species of the Celtic Sea through stable isotope and trace metal analysis. *Marine Environmental Research* 60(5):551-569.
- Dunn, M.R., A.Szabo, M.S. McVeagh, and P.J. Smith. 2010. The diet of deepwater sharks and the benefits of using DNA identification of prey. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 57(7): 923-930.
- Dureuil, M. and B. Worm. 2015. Estimating growth from tagging data: an application to north-east Atlantic tope shark *Galeorhinus galeus*. *Journal of Fish Biology* 87(6):1389-1410.
- Ebert, D.A. 2001. Soupfin shark. Pp. 255-256. in W.S. Leet, C.M. Dewees, R. Klingbeil, and E.J. Larson (eds.). *California's Living Marine Resources Status Report*. California Department of Fish and Game, Sacramento, California.
- Ebert, D.A. 2003. *Sharks, rays and chimaeras of California*. University of California Press: Berkeley, California. 284 p.
- Elías, I., A. Rodriguez, E. Hasan, M. V. Reyna, and R. Amoroso. 2004. Biological observations of the tope shark, *Galeorhinus galeus*, in the northern Patagonian gulfs of Argentina. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 37:261-265.
- Ferreira, B.P., C.M. Vooren. 1991: Age, growth, and structure of vertebra in the school shark *Galeorhinus galeus* (Linnaeus, 1758) from southern Brazil. *Fishery Bulletin* 89:19-31.
- Florida Museum. 2020. Discover Fishes: Tope. (<https://www.floridamuseum.ufl.edu/discover-fish/species-profiles/galeorhinus-galeus/>).
- Francis, M.P. and K.P. Mulligan. 1998: Age and growth of New Zealand school shark, *Galeorhinus galeus*. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 32: 427-440.

- Froese, R., J. Thorson and R.B. Reyes Jr., 2013. A Bayesian approach for estimating length-weight relationships in fishes. *Journal of Applied Ichthyology* 30(1):78-85.
- Haug, G.H. and R. Tiedemann. 1998. Effect of the formation of the Isthmus of Panama on Atlantic Ocean thermohaline circulation. *Nature* 393:673-676.
- Herald, E.S. and W.E. Ripley 1951. The relative abundance of sharks and bat stingrays in San Francisco Bay. *California Fish and Game Fish Bulletin* 37:315–329.
- Hernández, S., R. Daley, T. Walker, M. Braccini, A. Varela, M.P. Francis, and P.A. Ritchie. 2015. Demographic history and the South Pacific dispersal barrier for school shark (*Galeorhinus galeus*) inferred by mitochondrial DNA and microsatellite DNA mark. *Fisheries research* 167:132-142.
- Holts, D.B. 1988. Review of US west coast commercial shark fisheries. *Marine Fisheries Review* 50(1):1-8.
- International Union for the Conservation of Nature (IUCN) 2012. *Galeorhinus galeus*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.1. <http://www.iucnredlist.org>. Downloaded on 04 October 2018.
- Jaureguizar, A.J., F. Argemi, G. Trobbiani, E.D. Palma, and A.J. Irigoyen. 2018. Large-scale migration of a school shark, *Galeorhinus galeus*, in the Southwestern Atlantic. *Neotropical Ichthyology* 16(1): e170050.
- Kaschner, K., K. Kesner-Reyes, C. Garilao, J. Rius-Barile, T. Rees, and R. Froese, 2016. AquaMaps: predicted range maps for aquatic species. World wide web electronic publication, [www.aquamaps.org](http://www.aquamaps.org), Version 08/2016. Accessed 17 Oct. 2018.
- King, J., McFarlane, G.A., Gertseva, V., Gasper, J., Matson, S., and Tribuzio, C.A. 2017. Shark interactions with directed and incidental fisheries in the Northeast Pacific ocean: historic and current encounters, and challenges for shark conservation. In *Advances in marine biology* (Vol. 78, pp. 9-44). Academic Press.
- Klippel, S., S. Amaral, and L. Vinhas. 2016. Development and evaluation of species distribution models for five endangered elasmobranchs in southwestern Atlantic. *Hydrobiologia* 779:11-33.
- Last, P.R. and J.D. Stevens. 1994. *Sharks and rays of Australia*. CSIRO, Australia.
- Lucifora, L., R. Menni, and A. Escalante. 2004. Reproductive biology of the school shark, *Galeorhinus galeus*, off Argentina: support for a single south western Atlantic population with synchronized migratory movements. *Environmental Biology of Fishes* 71:199-209.
- Lucifora, L.O., V.B. García, R.C. Menni, and A.H. Escalante. 2006. Food habits, selectivity, and foraging modes of the school shark *Galeorhinus galeus*. *Marine Ecology Progress Series* 315:259-270.
- McCord, M. E. 2005. Aspects of the ecology and management of the soupfin shark (*Galeorhinus galeus*) in South Africa (Masters dissertation, Rhodes University).

- McFarlane, G.A., R.P. McPhie and J.R. King. 2010. Distribution and life history parameters of elasmobranch species in British Columbia waters. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2908: ix + 143 p.
- McMillan, M. N., C. Huveneers, J.M. Semmens, and B.M. Gillanders. 2018. Natural tags reveal populations of Conservation Dependent school shark use different pupping areas. *Marine Ecology Progress Series* 599:147-156.
- Mecklenburg, C.W., T.A. Mecklenburg, and L.K. Thorsteinson 2002. *Fishes of Alaska*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. 1037 p.
- Morato, T., E. Solà, M.P. Grós, and G. Menezes. 2003. Diets of thornback ray (*Raja clavata*) and tope shark (*Galeorhinus galeus*) in the bottom longline fishery of the Azores, *Northeastern Atlantic Fish Bulletin* 101:590-602.
- Morley, J.W., R.L. Selden, R.J. Latour, T.L. Frölicher, R.J. Seagraves, and M.L. Pinsky. 2018. Projecting shifts in thermal habitat for 686 species on the North American continental shelf. *PLoS one* 13(5): e0196127.
- Moulton, P. L., T.I. Walker, and S.R. Saddler. 1992. Age and growth studies of gummy shark, *Mustelus antarcticus* Günther, and school shark, *Galeorhinus galeus* (Linnaeus), from southern Australian waters. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 43:1241-1267.
- Moulton, P.L., S.R. Saddler, and I.A. Knuckey. 1989. New time-at-liberty record set by school shark *Galeorhinus galeus* caught off southern Australia. *North American Journal of Fisheries Management* 9:254–255.
- Musick, J.A., M.M. Harbin, and L.J.V. Compagno. 2004. Historical Zoogeography of the Selachii. pp. 33–77 in: J.C. Carrier, J.A. Musick, and M.R. Heithaus (eds.). *Biology of Sharks and Their Relatives*. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Natureserve. 2018. NatureServe Web Service. Arlington, VA. U.S.A. Available <http://services.natureserve.org>. (Accessed: October 31, 2018).
- Nelson, J.S., E.J. Crossman, H. Espinosa-Pérez, L.T. Findley, C.R. Gilbert, R.N. Lea, and J.D. Williams. Common and scientific names of fishes from the United States, Canada, and Mexico. American Fisheries Society, Special Publication 29, Bethesda, Maryland.
- Nosal, A., pers. comm. 2018. *Email correspondence with G. Osgood*. October 2018. Research scientist, Scripps Institution of Oceanography, UC San Diego, La Jolla, California.
- Olsen, A.M. 1954. The biology, migration, and growth rate of the school shark, *Galeorhinus australis* (Macleay) (Carcharhinidae) in southeastern Australian waters. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 5:353–410.
- Peres, M.B. and C.M. Vooren. 1991. Sexual development, reproductive cycle and fecundity of the school shark *Galeorhinus galeus* off southern Brazil. *Fishery Bulletin (U.S.)* 89:655-667.
- Pondella, D.J., and L.G. Allen. 2008. The decline and recovery of four predatory fishes from the Southern California Bight. *Marine Biology* 154:307-313.

- Ripley, E., 1946. The soupfin shark and the fishery. California Fish and Game Fish Bulletin 64:7-37.
- Rogers, P.J., I. Knuckey, R.J. Hudson, A.D. Lowther, and L. Guida. 2017. Post-release survival, movement, and habitat use of school shark *Galeorhinus galeus* in the Great Australian Bight, southern Australia. Fisheries Research 187:188-198.
- Smith, S. E., D.W. Au, and C. Show. 1998. Intrinsic rebound potentials of 26 species of Pacific sharks. Marine and Freshwater Research 49:663-678.
- Stevens, J.D. 1990. Further results from a tagging study of pelagic sharks in the north-east Atlantic. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 70:707-720.
- Storelli, M. M. and G.O. Marcotrigiano. 2002. Mercury speciation and relationship between mercury and selenium in liver of *Galeus melastomus* from the Mediterranean Sea. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 69:516-522.
- Torres, P., R.T. da Cunha, and A. dos Santos Rodrigues. 2017. Mid-Atlantic elasmobranchs: Suitable metal scouts? Marine Pollution Bulletin 117:203-213.
- Tseng, Y.-H., R. Ding, and X.-Meng Huang. 2017. The warm Blob in the northeast Pacific—The bridge leading to the 2015/16 El Niño. Environmental Research Letters 12:054019.
- Tunnah, L., S.R.C MacKellar, D.A. Barnett, T.J. MacCormack, K.M. Stehfest, A.J. Morash, J.M. Semmens, and S. Currie. 2016. Physiological responses to hypersalinity correspond to nursery ground usage in two inshore shark species (*Mustelus antarcticus* and *Galeorhinus galeus*). Journal of Experimental Biology: jeb-139964.
- Visser, I.N. 2000. Killer whale (*Orcinus orca*) interactions with longline fisheries in New Zealand waters. Aquatic Mammals. 26:241-252.
- Walker, T.I. 1989. Stomach contents of gummy shark, *Mustelus antarcticus* Gunther and school shark, *Galeorhinus galeus* (Linnaeus) from south-eastern Australia. In Southern Shark Assessment Project- Final FIRTA Report: March 1989. pp. 24. (Marine and Freshwater Resources Institute: Queenscliff, Victoria, Australia)
- Walker, T.I. 1999. *Galeorhinus galeus* fisheries of the world. In Case Studies of Management of Elasmobranch Fisheries. FAO Fisheries Technical Paper 378/2, 728-773.
- Walker, T.I., L.P. Brown, and N.F. Bridge 1997. Southern Shark Tagging Project. Final report to Fisheries Research and Development Corporation. November 1997. (Marine and Freshwater Resources Institute: Queenscliff, Victoria, Australia).

- Walker, T.I., R.D. Cavanagh, J.D. Stevens, A.B. Carlisle, G.E. Chiaramonte, A. Domingo, D.A. Ebert, C.M. Mancusi, A. Massa, M. McCord, G. Morey, L.J. Paul, F. Serena, and C.M. Vooren. 2006. *Galeorhinus galeus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2006: e.T39352A10212764. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2006.RLTS.T39352A10212764.en>. Downloaded on 29 October 2018.
- Walker, T.I., Rigby, C.L., Pacoureaux, N., Ellis, J., Kulka, D.W., Chiaramonte, G.E. & Herman, K.2020. *Galeorhinus galeus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2020: e.T39352A2907336. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T39352A2907336.en>.
- West, G.J., and J.D. Stevens. 2001. Archival tagging of school shark, *Galeorhinus galeus*, in Australia: initial results. In *The behavior and sensory biology of elasmobranch fishes: an anthology in memory of Donald Richard Nelson*. Springer: Dordrecht. pp. 283-298.
- Westrheim, S.J. 1950. The 1949 soupfin shark fishery of Oregon. *Fish Commission Research Briefs* 3:39-49.
- Yakimishyn, J., pers. comm. 2018. *Email correspondence with G. Osgood*. October 2018. Resource Management Officer, Pacific Rim National Park Reserve of Canada, Parks Canada, Ucluelet, British Columbia.

## **SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT**

Geoffrey Osgood a obtenu un baccalauréat ès sciences avec spécialisation en écologie et en zoologie de l'Université de Calgary en 2014. Depuis, il travaille à son doctorat en biologie à l'Université de Victoria, où il étudie l'utilisation des zones de protection marine pour la conservation des requins.

Julia K. Baum est professeure agrégée en biologie de l'Université de Victoria, en Colombie-Britannique, et titulaire d'une bourse Pew en conservation marine en 2017. Elle a obtenu un baccalauréat ès sciences de l'Université McGill (1999; Montréal), ainsi qu'une maîtrise ès sciences (2002) et un doctorat (2007) de l'Université Dalhousie (Halifax), tous en biologie. Mme Baum a ensuite obtenu une bourse de recherche David H. Smith Conservation Research Fellowship de la Scripps Institution of Oceanography, de l'Université de Californie (UC) de San Diego, puis une bourse postdoctorale Schmidt Ocean Institute Postdoctoral Fellowship du National Center for Ecological Analysis and Synthesis, de l'UC de Santa Barbara. Ses travaux de recherche ont notamment permis de montrer des baisses soudaines dans les populations de requins ainsi que les effets en cascade de la perte de superprédateurs.

**Annexe 1. Information sur les relevés de recherche effectués dans les eaux canadiennes du Pacifique susceptibles de capturer le milandre. IV = Île de Vancouver.**

Relevé	Années	Fréquence	Couverture géographique (Canada)	Conception	Engin de pêche	Nombre d'années avec des prises de milandres
Relevé triennal – AFSC	1977-2001	Tous les 3 ans	Frontière canado-américaine (1977-1979, 1986); côte ouest de l'IV	Transects du plateau perpendiculaires à la côte, stratifiés par profondeur	Chalut de fond	1
Relevé triennal – NWFSC	2004	Une seule fois	Frontière canado-américaine	Transects du plateau perpendiculaires à la côte, stratifiés par profondeur	Chalut de fond	0
West Coast Groundfish Bottom Trawl – NWFSC	2003-2018	Deux fois par année	Frontière canado-américaine	Échantillonnage aléatoire stratifié dans la zone géographique et en profondeur	Chalut de fond	0
Relevé synoptique au chalut de fond dans le détroit d'Hécate	De 2005 à aujourd'hui	Tous les 2 ans	Détroit d'Hécate	Échantillonnage aléatoire stratifié, blocs de 2 km de côté en profondeur.	Chalut de fond	1
Relevé synoptique au chalut de fond dans le bassin de la Reine-Charlotte	De 2003 à aujourd'hui	Tous les 2 ans	Bassin de la Reine-Charlotte	Échantillonnage aléatoire stratifié, blocs de 2 km de côté en profondeur.	Chalut de fond	0
Relevé synoptique au chalut de fond dans le détroit de Georgia	2012, 2015		Détroit de Georgia	Échantillonnage aléatoire stratifié, blocs de 2 km de côté en profondeur.	Chalut de fond	0
Relevé synoptique au chalut de fond sur la côte ouest de Haida Gwaii	2006, 2007, 2008, de 2010 à aujourd'hui	Tous les 2 ans depuis 2010	Côte ouest de Haida Gwaii	Échantillonnage aléatoire stratifié, blocs de 2 km de côté en profondeur.	Chalut de fond	0
Relevé synoptique au chalut de fond sur la côte ouest de l'IV	De 2004 à aujourd'hui	Tous les 2 ans	Côte ouest de l'IV	Échantillonnage aléatoire stratifié, blocs de 2 km de côté en profondeur.	Chalut de fond	0
Relevé à la palangre sur fond dur mené dans les eaux extérieures	Nord : de 2006 à aujourd'hui Sud : de 2007 à aujourd'hui	Tous les 2 ans, sauf en 2013	Nord et ouest de l'IV, toute la côte au nord de l'IV	Échantillonnage aléatoire stratifié, blocs de 2 km de côté en profondeur.	Palangre à mousqueton et à émerillon	1
Relevé à la palangre sur fond dur mené dans les eaux intérieures	Nord : de 2004 à aujourd'hui Sud : de 2003 à aujourd'hui	Tous les 2 ans, sauf en 2006	Eaux à l'est de l'IV	Échantillonnage aléatoire stratifié, blocs de 2 km de côté en profondeur.	Palangre à mousqueton et à émerillon	0
Relevé acoustique de la merluche conjoint Canada-États-Unis	De 2003 à aujourd'hui	Tous les 2 ans et en 2012	Toute la côte de la C.-B. au nord et à l'ouest de l'IV		Chalut pélagique	2

Relevé	Années	Fréquence	Couverture géographique (Canada)	Conception	Engin de pêche	Nombre d'années avec des prises de milandres
Relevé à la palangre sur l'aiguillat commun dans le détroit de Georgia	1986, 1989, 2005, 2008, 2011		Détroit de Georgia	Dix sites représentatifs dans le détroit de Georgia	Palangre	0
Relevé à la ligne fixe indépendant de la pêche de la CIFP	1996-2018	Tous les ans	Côte de la C.-B. au nord et à l'ouest de l'IV	Lignes mères à hameçons fixées à des stations régulières et placées systématiquement	Palangre	19
Relevé plurispécifique au chalut dans le détroit d'Hécate	1984-1986, 1987, 1991, 1993, 1995, 1996, 1998, 2000, 2002		Détroit d'Hécate	Zone d'échantillonnage divisée en blocs de 10 nm de côté et strates de profondeur échantillonnées	Chalut de fond	1
Relevés divers antérieurs	1977-1982				Chalut, palangre	
Relevés pélagiques de la côte ouest de l'IV	De 1997 à aujourd'hui	Tous les ans	Au large de la côte ouest de l'IV	Transects linéaires espacés du nord au sud de l'IV	Chalut de surface	7
Relevé de recherche sur le saumon en haute mer	De 1998 à aujourd'hui	Tous les ans	Côte ouest de l'IV, bassin de la Reine-Charlotte, détroit d'Hécate, côte ouest de Haida Gwaii	Transects linéaires	Chalut pélagique	2
Relevé intégré des écosystèmes pélagiques	2017-2018		Côte ouest de l'IV	Échantillonnage aléatoire	Chalut pélagique	2

**Annexe 2. Prises totales et moyennes (kg) de milandres par mois dans les eaux canadiennes du Pacifique, d'après la couverture par les observateurs en mer et la surveillance électronique dans les pêches commerciales au chalut (1996-2018) et à la ligne et à l'hameçon (2003-2018). Sources : bases de données PacHarvTrawl, GFFOS, GFBio, PacHarvHL et PacHarvSable.**

Mois	Prises totales (kg)		Prises moyennes (kg)	
	Chalut	Ligne et hameçon	Chalut	Ligne et hameçon
Janvier	2 746	27	119	2
Février	1 401	81	61	6
Mars	266	0	12	0
Avril	27	27	1	2
Mai	219	270	9	21
Juin	2 030	7 161	88	551
Juillet	2 344	7 268	102	559
Août	1 610	4 711	70	362
Septembre	833	727	36	56
Octobre	312	1 023	14	79
Novembre	79	108	3	8
Décembre	429	0	19	0

**Annexe 3. Nombre total de stations, de lignes mères (100 hameçons/ligne mère) remontées et de stations où des milandres ont été observés, et nombre total de milandres observés dans les eaux canadiennes du Pacifique (zone de relevé 2B de la CIFP) lors du relevé à la ligne fixe de la CIFP. De 1998 à 2002 ainsi qu'en 2013, seulement les 20 premiers hameçons de chaque ensemble ont fait l'objet d'un dénombrement des prises d'espèces autres que le flétan. Source : base de données des relevés à la ligne fixe de la CIFP.**

Année	Nombre total de stations	Nombre total de lignes mères remontées	Nombre de stations avec prises de milandres	Nombre de milandres observés
1996	123		2	3
1997	167		3	3
1998	128	1 019,8	0	0
1999	170	1 356,8	2	3
2000	129	896,7	0	0
2001	170	850,0	1	1
2002	170	849,9	0	0
2003	170	1 358,1	2	5
2004	169	1 345,5	15	30
2005	167	1 185,6	11	17
2006	170	1 018,5	2	2
2007	170	849,9	2	2
2008	169	847,9	6	11
2009	170	1 186,0	12	16
2010	170	1 359,2	14	25
2011	170	1 019,3	8	9
2012	170	680,0	1	1
2013	170	1 019,9	0	0
2014	170	1 189,8	13	18
2015	170	1 190,0	23	87
2016	170	1 016,7	13	67
2017	166	826,7	19	42
2018	296	2 070,3	40	209
<b>Total</b>	<b>3 894</b>	<b>23 136,6</b>	<b>189</b>	<b>551</b>

**Annexe 4. Résultats des modèles linéaires généralisés sans inflation suivant une distribution binomiale négative reposant sur les données de la CIFP concernant les prises de milandres. Des variables continues et mises à l'échelle représentant la profondeur, la durée d'immersion et l'ODP ont été incluses dans chaque modèle. Le nombre noté d'hameçons observés a servi de correction de prévision. Trois modèles ont été appliqués : un pour les années de 1998 à 2002, car seuls les 20 premiers hameçons ont fait l'objet d'un dénombrement des prises d'espèces autre que le flétan pendant cette période; un pour les données de 2003 à 2018, à l'exclusion de l'année 2013, période pendant laquelle tous les hameçons ont fait l'objet d'un dénombrement; un de 2003 à 2018, à l'exclusion des nouvelles stations ayant fait l'objet d'un dénombrement en 2018. Les coefficients sont à l'échelle logarithmique. Le changement prévu est calculé comme étant le nombre de milandres prévu au moyen du coefficient de l'année pour la fin de la série chronologique divisé par le nombre prévu pour le début de la série chronologique. Source : base de données des relevés à la ligne fixe de la CIFP.**

Modèle	Coefficient de l'année (valeur P)	Changement prévu	Coefficient de la profondeur (valeur P)	Coefficient de la durée d'immersion (valeur P)	Coefficient de l'ODP (valeur P)
1998-2002	-0,154 (0,83)	Facteur de 0,08	-3,61 (0,10)	0,658 (0,45)	-0,899 (0,22)
2003-2018 toutes les stations	0,123 (< 0,001)	Facteur de 7,2	-1,61 (< 0,001)	0,147 (< 0,14)	0,349 (< 0,001)
2003-2018 sans les nouvelles stations	0,121 (< 0,001)	Facteur de 6,9	-1,25 (< 0,001)	0,174 (< 0,08)	0,384 (< 0,001)

**Annexe 5. Prises antérieures estimées (t) de milandres le long de la côte ouest de l'Amérique du Nord. Sources de données : Californie (Ripley, 1946), Canada (Barraclough, 1946; Bailey 1952), Oregon (Westrheim, 1950), État de Washington (Department of the Interior Information Service). Les débarquements en Californie, de 1938 à 1940, sont fondés sur la proportion (52,9 %) des débarquements totaux de requins présentés dans Ripley (1946). Les débarquements de foies de milandres au Canada et dans les États de Washington et de l'Oregon sont multipliés par un facteur de 10 (Bailey, 1952) pour les convertir en poids de poissons entiers. Le nombre estimé de requins est fondé sur un poids moyen de 18 kg obtenu à partir de la régression longueur-poids (Froese *et al.*, 2013) de la longueur totale moyenne de 160 cm des individus capturés en Californie à cette époque (Ripley, 1946).**

Année	Californie – Nombre total de requins (t)	Californie – Prises estimées de milandres (t)	État de Washington – Prises estimées de milandres (t)	Oregon – Prises estimées de milandres (t)	Canada – Prises estimées de milandres (t)	Total des prises de milandres (t)	Nombre estimé d'individus
1930	293						
1931	270						
1932	385						
1933	213						
1934	238						
1935	251						
1936	214						
1937	414						
1938	3 400	1 799				1 799	99 944
1939	4 176	2 209				2 209	122 722
1940	3 557	1 881			12	1 893	105 167
1941		2 168		452	105	2 725	151 389
1942		903	303	498	221	1 952	108 444
1943		810	1 271	1 222	144	3 447	191 500
1944		286	379	679	278	1 622	90 111
1945				317	160	477	26 500
1946				452	41	493	27 389
1947				362	47	409	22 722
1948				226	24	251	13 944
1949				271	18	290	16 111
<b>Total (t)</b>		<b>10 056</b>	<b>1 980</b>	<b>4 479</b>	<b>1 050</b>	<b>17 565</b>	<b>975 833</b>

## Annexe 6. Calculateur des menaces pour l'UD du milandre.

TABLEAU D'ÉVALUATION DES MENACES

Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème	<i>Galeorhinus galeus</i>		
Identification de l'élément		Code de l'élément	
Date :	16/12/2019		
Évaluateurs(s) :	D. Fraser (animateur), J. Neilson (coprésident), G. Osgood et J. Baum (rédacteurs du rapport), B. Leaman, D. Kulka, A. McNeil, J. Yakimishyn		
Guide pour le calcul de l'impact global des menaces :		Comptes des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact	
	Impact des menaces		Maximum de la plage d'intensité
	A	Très élevé	0
	B	Élevé	0
	C	Moyen	0
	D	Faible	1
Impact global des menaces calculé :		Faible	
Impact global des menaces attribué :		D = Low	
Ajustement de la valeur de l'impact global calculée – justifications :			
Impact global des menaces – commentaires :		Durée d'une génération : 23 ans; faible fécondité. Le milandre est considéré comme une espèce très migratrice, se déplaçant le long de la côte de l'Amérique du Nord en été, et vers le sud, en eaux plus profondes, en hiver. La principale menace continue pesant sur l'espèce est l'utilisation des ressources qui se traduit par des prises accessoires dans les pêches non dirigées. La demande de vitamine A pendant la Deuxième Guerre mondiale a donné lieu à une pêche importante qui s'est rapidement effondrée en raison de la surexploitation. Plus de 800 000 individus, principalement des adultes de grande taille, ont été pêchés pour leur foie entre 1937 et 1949, dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce. Les taux de capture dans les pêches commerciales et les relevés par navire de recherche indiquent que cette espèce était plus abondante dans les eaux canadiennes de 2012 à 2018 que de 2003 à 2011, bien que ces données ne couvrent qu'une partie de la durée de génération de 23 ans. Bien que les prises accessoires se poursuivent au Canada et aux États-Unis, il est interdit de cibler et de conserver ce requin dans les pêches commerciales et récréatives en Colombie-Britannique; les individus doivent être remis à l'eau vivants et de manière à les blesser le moins possible.	

Menace	Impact (calculé)	Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
1 Développement résidentiel et commercial					
1.1 Zones résidentielles et urbaines					Ne s'applique pas à cette UD.
1.2 Zones commerciales et industrielles					Ne s'applique pas à cette UD.
1.3 Zones touristiques et récréatives					Ne s'applique pas à cette UD.
2 Agriculture et aquaculture					
2.1 Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois					Ne s'applique pas à cette UD.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
2.2	Plantations pour la production de bois et de pâte						Ne s'applique pas à cette UD.
2.3	Élevage de bétail						Ne s'applique pas à cette UD.
2.4	Aquaculture en mer et en eau douce						On ignore si de futurs sites d'aquaculture auraient une incidence sur le milandre, mais aucune donnée actuelle ne laisse entendre qu'il s'agit d'une préoccupation ou qu'il y a une interaction. Ne s'applique pas à cette UD.
3	Production d'énergie et exploitation minière						
3.1	Forage pétrolier et gazier						Il y a actuellement un moratoire visant le forage et l'exploration dans les eaux de la Colombie-Britannique; inconnu à l'avenir.
3.2	Exploitation de mines et de carrières						Ne s'applique pas à cette UD.
3.3	Énergie renouvelable						Aucun projet d'énergie renouvelable en cours ne touche cette UD.
4	Corridors de transport et de service						
4.1	Routes et voies ferrées						Ne s'applique pas à cette UD.
4.2	Lignes de services publics						Le projet actuel de parcs éoliens est suspendu; l'avenir est incertain; bien que certains effets du champ électromagnétique des câbles sous-marins des parcs éoliens aient été constatés ailleurs, aucune étude n'a été menée sur le milandre dans les eaux de la Colombie-Britannique.
4.3	Voies de transport par eau						Ne s'applique pas à cette UD, car le milandre se trouve à des profondeurs plus importantes que celles des voies de transport par eau.
4.4	Corridors aériens						Ne s'applique pas à cette UD.
5	Utilisation des ressources biologiques	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	
5.1	Chasse et capture d'animaux terrestres						Ne s'applique pas à cette UD.
5.2	Cueillette de plantes terrestres						Ne s'applique pas à cette UD.
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois						Ne s'applique pas à cette UD.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
5.4	Pêche et récolte de ressources aquatiques	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	La principale menace pesant sur le milandre est la prise accessoire dans les pêches commerciales, qui est estimée à environ 2,275 t (85 individus) par an. Au Canada, les prises seraient principalement constituées de mâles, mais les deux sexes sont touchés dans les eaux plus au sud. Le code de conduite vise à réduire au minimum la mortalité; les pêches sont bien surveillées. Le taux de mortalité du milandre après la remise à l'eau est inconnu, mais on pense qu'il est faible. La portée de la menace est généralisée, mais l'impact au cours des trois prochaines générations est considéré comme faible. Il est également à noter que les régimes de gestion mis en place au Canada, aux États-Unis et au Mexique sont différents et comportent des mesures différentes. Des règlements visant à protéger les requins sont récemment entrés en vigueur au Mexique, mais leur efficacité est inconnue. Les données sur les débarquements propres à l'espèce sont également inconnues, mais le milandre dans les baies côtières pourrait être vulnérable.
6	Intrusions et perturbations humaines						
6.1	Activités récréatives						Ne s'applique pas à cette UD.
6.2	Guerre, troubles civils et exercices militaires						Ne s'applique pas à cette UD.
6.3	Travail et autres activités						Ne s'applique pas à cette UD.
7	Modifications des systèmes naturels						
7.1	Incendies et suppression des incendies						Ne s'applique pas à cette UD.
7.2	Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages						Ne s'applique pas à cette UD.
7.3	Autres modifications de l'écosystème						Inconnu
8	Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques						
8.1	Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes						Ne s'applique pas à cette UD.
8.2	Espèces indigènes problématiques						Ne s'applique pas à cette UD.
8.3	Matériel génétique introduit						Ne s'applique pas à cette UD.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
9	Pollution		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	
9.1	Eaux usées domestiques et urbaines						Ne s'applique pas à cette UD.
9.2	Effluents industriels et militaires		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Des métaux traces peuvent se bioaccumuler (Domi <i>et al.</i> , 2005, Torres <i>et al.</i> , 2014), mais des mécanismes physiologiques (notamment l'atténuation par le sélénium) réduisent probablement leur toxicité. Il y a des répercussions possibles des rejets industriels et à partir de navires, mais elles sont de faible ampleur.
9.3	Effluents agricoles et sylvicoles						Ne s'applique pas à cette UD.
9.4	Déchets solides et ordures						Certaines proies peuvent ingérer des microplastiques, mais il n'y a aucune donnée indiquant que les niveaux trophiques supérieurs ont un effet sur le milandre.
9.5	Polluants atmosphériques						Ne s'applique pas à cette UD.
9.6	Apports excessifs d'énergie						Ne s'applique pas à cette UD.
10	Phénomènes géologiques						
10.1	Volcans						Ne s'applique pas à cette UD.
10.2	Tremblements de terre et tsunamis						Ne s'applique pas à cette UD.
10.3	Avalanches et glissements de terrain						Ne s'applique pas à cette UD.
11	Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents		N'est pas une menace	Généralisée (71-100 %)	Neutre ou avantage possible	Élevée (continue)	
11.1	Déplacement et altération de l'habitat		N'est pas une menace	Généralisée (71-100 %)	Neutre ou avantage possible	Élevée (continue)	Le réchauffement à long terme pourrait déplacer le centre de l'aire de répartition de l'espèce vers le nord, ce qui augmenterait l'exposition des individus aux prises accidentelles en Colombie-Britannique, mais la diminuerait dans les eaux du sud. Les changements climatiques peuvent entraîner des modifications de l'écosystème de la productivité primaire et la base de proies du milandre qui en résulte.
11.2	Sécheresses						Ne s'applique pas à cette UD.
11.3	Températures extrêmes						
11.4	Tempêtes et inondations						Ne s'applique pas à cette UD.

Classification des menaces d'après l'IUCN-CMP, Salafsky *et al.* (2008).