

Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Rorqual commun *Balaenoptera physalus*

Population de l'Atlantique
Population du Pacifique

au Canada



PRÉOCCUPANTE
2019

COSEPAC
Comité sur la situation
des espèces en péril
au Canada



COSEWIC
Committee on the Status
of Endangered Wildlife
in Canada

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

COSEPAC. 2019. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le rorqual commun (*Balaenoptera physalus*), population de l'Atlantique et population du Pacifique, au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xvi + 80 p. (<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril.html>).

Rapport(s) précédent(s) :

COSEPAC. 2005. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le rorqual commun *Balaenoptera physalus* au Canada – Mise à jour, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, VII + 43 p. (www.sararegistry.gc.ca/status/status_e.cfm).

Meredith, G.N. et R.R. Campbell. 1987. COSEWIC status report on the fin whale, *Balaenoptera physalus*, in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. 42 pp.

Note de production :

Le COSEPAC remercie Eva Stredulinsky, John K. Ford, Julien Delarue et Christian Ramp d'avoir rédigé le rapport de situation sur le rorqual commun (*Balaenoptera physalus*), populations de l'Atlantique et du Pacifique, 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 Hal Whitehead, coprésident du Sous-comité de spécialistes des mammifères marins du COSEPAC.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

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

Tél. : 819-938-4125

Télec. : 819-938-3984

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

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

Also available in English under the title "COSEWIC Assessment and Status Report on the Fin Whale (*Balaenoptera physalus*), Atlantic population and Pacific population, in Canada".

Illustration/photo de la couverture :

Rorqual commun — Illustration de la couverture gracieusement fournie par Uko Gorter.

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2019.

N° de catalogue CW69-14/428-2019F-PDF

ISBN 978-0-660-32419-7



COSEPAC Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – mai 2019

Nom commun

Rorqual commun (population de l'Atlantique)

Nom scientifique

Balaenoptera physalus

Statut

Préoccupante

Justification de la désignation

La chasse à la baleine a réduit l'abondance de cette espèce dans l'Atlantique canadien pendant une grande partie du 20^e siècle. Bien que cette chasse ait pris fin dans les eaux canadiennes en 1972, elle se poursuit dans les eaux du Groenland et de l'Islande. Les estimations non corrigées de l'abondance de l'espèce provenant de deux relevés à grande échelle dans les eaux du plateau continental canadien en 2007 et en 2016 laissent penser qu'il y a un peu plus de 1 500 individus matures. Un déclin de l'abondance a été documenté dans certaines régions, comme dans le golfe du Saint-Laurent, mais rien ne prouve que ce déclin s'applique à l'ensemble de la population canadienne. À l'heure actuelle, cette espèce fait face à un certain nombre de menaces, dont les collisions avec des navires, l'enchevêtrement dans les engins de pêche, le bruit et la dégradation générale de l'habitat.

Répartition

Nord-ouest de l'océan Atlantique

Historique du statut

L'espèce a été considérée comme une unité et a été désignée « préoccupante » en avril 1987. Division en deux populations (population de l'Atlantique et population du Pacifique) en mai 2005. La population de l'Atlantique a été désignée « préoccupante » en mai 2005. Réexamen et confirmation du statut en mai 2019.

Sommaire de l'évaluation – mai 2019

Nom commun

Rorqual commun (population du Pacifique)

Nom scientifique

Balaenoptera physalus

Justification de la désignation

L'abondance de cette grande baleine semble se rétablir de l'épuisement des stocks causé par la chasse industrielle qui a pris fin au milieu des années 1970. Les estimations actuelles de l'abondance sont inférieures à 1 000 individus matures, mais elles ne tiennent pas compte des eaux canadiennes au-delà du plateau continental, où un nombre important d'individus ont été observés lors d'un relevé effectué en 2018. De plus, les populations des eaux canadiennes voisines augmentent et pourraient faire croître la population canadienne. Les individus continuent d'être exposés à des risques, principalement à cause des collisions avec des navires et du bruit sous-marin causé par le transport maritime.

Répartition

Nord-est de l'océan Pacifique

Historique du statut

L'espèce a été considérée comme une unité et a été désignée « préoccupante » en avril 1987. Division en deux populations (population de l'Atlantique et population du Pacifique) en mai 2005. La population du Pacifique a été désignée « menacée » en mai 2005. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « préoccupante » en mai 2019.



COSEPAC Résumé

Rorqual commun *Balaenoptera physalus*

Population de l'Atlantique
Population du Pacifique

Description et importance de l'espèce sauvage

Le rorqual commun, cétacé de grande taille (les adultes atteignent 25 m), appartient à la famille des Balénoptéridés. Comme la plupart des membres de cette famille, le rorqual commun se caractérise par une silhouette hydrodynamique et une vitesse de nage rapide. Seul le rorqual bleu (*B. musculus*) est plus grand. À l'exception du rorqual à bosse (*Megaptera novaeangliae*), les membres de la famille des Balénoptéridés sont semblables en termes d'apparence générale, et certaines espèces peuvent être difficiles à distinguer en mer. La caractéristique la plus distinctive du rorqual commun est la pigmentation asymétrique inhabituelle de la mâchoire inférieure, foncée à gauche et pâle à droite. Cette asymétrie continue sur une partie des fanons.

Les rorquals communs des hémisphères Sud et Nord sont considérés comme des sous-espèces géographiquement distinctes : le *B. p. physalus* se trouve dans l'hémisphère Nord, et le *B. p. quoyi*, dans l'hémisphère Sud. Des données génétiques récentes confirment également la distinction entre les rorquals communs de l'Atlantique Nord et du Pacifique Nord en tant que sous-espèces différentes, bien que de nouveaux noms de sous-espèces n'aient pas encore été proposés. Au Canada, le COSEPAC considère les rorquals communs de l'Atlantique Nord et du Pacifique Nord comme des unités désignables distinctes.

Bien que le rorqual commun ne soit pas une espèce importante pour l'économie de subsistance des peuples autochtones, il a été la cible principale de la chasse industrielle au cours du 20^e siècle, et ses populations ont été gravement appauvries dans toute l'aire de répartition, y compris dans l'Atlantique et le Pacifique canadiens. Aujourd'hui, les rorquals communs font l'objet d'excursions d'observation des baleines dans les eaux littorales de l'Atlantique canadien.

Répartition

Le rorqual commun possède une aire de répartition presque cosmopolite dans tous les grands océans, bien qu'on l'observe à sa densité la plus élevée dans les eaux tempérées froides et subpolaires et qu'il soit pratiquement absent des eaux équatoriales.

On le trouve à la fois dans les eaux océaniques et côtières. On note un déplacement saisonnier général vers les hautes latitudes en été pour se nourrir et vers les basses latitudes en hiver pour se reproduire, mais on peut observer des individus dans les eaux canadiennes pendant tous les mois de l'année.

Habitat

L'habitat du rorqual commun dans les eaux canadiennes est caractérisé par des éléments océanographiques qui améliorent la production et la concentration des proies. Dans l'Atlantique canadien, la présence du rorqual commun est souvent associée à des fronts océaniques productifs qui contiennent de fortes densités de crustacés euphausiacés. Le rorqual commun de l'Atlantique est associé à une grande variété de caractéristiques bathymétriques, du plateau continental aux canyons profonds du golfe du Saint-Laurent et aux zones peu profondes à relief topographique élevé de la baie de Fundy, où l'on trouve des concentrations d'euphausiacés et de hareng (*Clupea harengus*). Dans les eaux du Pacifique canadien, les rorquals communs se regroupent le long du talus continental, en particulier dans les zones où les canyons et les creux entraînent des concentrations localisées d'euphausiacés. On trouve aussi régulièrement des rorquals communs dans certains chenaux profonds entre les îles de la côte continentale nord de la Colombie-Britannique. La présence de rorquals communs tout au long de l'hiver au large des côtes de l'Atlantique et du Pacifique donne à penser que la parade nuptiale, l'accouplement et éventuellement la mise bas ont lieu dans les eaux canadiennes.

Biologie

Le rorqual commun atteint la maturité sexuelle à l'âge de 6 à 8 ans et la maturité physique à environ 25 ans. L'espèce peut vivre jusqu'à 100 ans. Aux fins de l'évaluation, la durée d'une génération a été estimée à approximativement 25 ans. La conception et la mise bas, qui suit une gestation de 11 à 12 mois, ont lieu principalement en hiver. Selon les données obtenues durant la chasse à la baleine le long de la côte de la Colombie-Britannique, 75 % des naissances ont lieu de la mi-octobre à la mi-février, avec un pic en décembre. Les petits mesurent environ 6 m de long à la naissance et sont sevrés vers l'âge de 6 à 7 mois. L'intervalle moyen entre les naissances a été estimé à 2,24 ans. Les taux de gravidité seraient de 38 à 50 % chez les femelles adultes.

Taille et tendances des populations

L'abondance du rorqual commun dans l'Atlantique Nord et le Pacifique Nord semble se rétablir après l'épuisement important causé par la chasse à la baleine commerciale au 20^e siècle, bien que les données sur la taille et les tendances démographiques dans les eaux canadiennes soient limitées. Dans l'Atlantique canadien, un relevé aérien à grande échelle des eaux du plateau continental du Labrador et de la Nouvelle-Écosse en 2007 a permis d'obtenir une estimation de 1 352 rorquals communs (IC à 95 % : 821-2 226). Il s'agit toutefois d'une sous-estimation de l'abondance réelle parce qu'elle n'a pas été corrigée pour tenir compte des biais de perception et de disponibilité. Un deuxième relevé à grande échelle de la même zone en 2016 a fourni une estimation non corrigée de

1 664 individus (IC à 95 % : 807-3 451). Une estimation à l'aide de photos de captures et de recaptures prises de 2004 à 2010 dans le nord du golfe du Saint-Laurent a permis d'estimer l'abondance à 328 rorquals communs (IC à 95 % : 306-350). Aucune tendance relative à l'abondance n'est disponible pour le Canada atlantique.

Dans le Pacifique canadien, des relevés de transects linéaires réalisés de 2004 à 2008 ont permis d'estimer l'abondance moyenne à 446 individus (IC à 95 % : 263-759). Selon la modélisation des données de captures et de recaptures provenant de la photo-identification (2009-2014), l'estimation de l'abondance est de 405 rorquals communs (IC à 95 % : 363-469). Les relevés par transects linéaires et par photo-identification se limitaient aux eaux du plateau continental et, par conséquent, ces estimations n'incluent pas la proportion de la population se trouvant plus au large. Bien qu'aucune tendance relative à l'abondance ne soit disponible pour le Pacifique canadien, les relevés dans les eaux états-uniennes voisines montrent une augmentation de l'abondance à une moyenne annuelle de 7,5 % au large de la côte ouest continentale des États-Unis et de 4,8 % au large de l'Alaska.

Menaces et facteurs limitatifs

Bien que la chasse au rorqual commun à grande échelle ait pris fin il y a plus de 50 ans, environ 20 individus sont chassés chaque année au Groenland à des fins de subsistance. L'Islande continue de chasser l'espèce, et 146 individus ont été pris en 2018.

Le bruit dans les océans augmente. On craint de plus en plus que le bruit provenant de l'exploration pétrolière et gazière (en particulier dans l'Atlantique), de la navigation, des parcs éoliens (principalement dans le Pacifique) et des exercices militaires ne cause ou causera le déplacement, la perturbation, des blessures et/ou le masquage des signaux de communication.

Les collisions avec des navires sont une source importante de mortalité anthropique chez les rorquals communs dans les zones d'intense activité maritime sur les deux côtes. De multiples cas de carcasses de rorquals communs transportés dans les ports à l'avant des navires ont été notés le long des côtes est et ouest, bien que le taux réel de mortalité soit incertain. De nombreuses collisions mortelles avec des navires peuvent ne pas être signalées, car les animaux happés et tués risquent de couler et de ne pas être détectés. L'enchevêtrement dans les engins de pêche est une cause de mortalité mais, comme pour les collisions avec des navires, la gravité de cette menace est difficile à mesurer. Dans l'ensemble, il semble que l'enchevêtrement puisse être un problème plus important dans l'Atlantique canadien que dans le Pacifique. Parmi les autres menaces et facteurs limitatifs anthropiques, on compte la modification du caractère convenable de l'habitat ainsi que les effets toxiques des organochlorés et d'autres polluants.

Protection, statuts et classements

Le rorqual commun est inscrit sur la Liste rouge des espèces en voie de disparition de l'UICN à cause du déclin important et rapide des populations causé par la chasse à la baleine commerciale au 20^e siècle. La Convention sur le commerce international des espèces menacées d'extinction (CITES) a inscrit l'espèce à l'annexe 1, ce qui signifie qu'il est interdit de vendre des produits liés à l'espèce. Le moratoire de la Commission baleinière internationale sur la chasse à la baleine commerciale reste en vigueur. Le rorqual commun est inscrit comme espèce en voie de disparition en vertu de l'*Endangered Species Act* des États-Unis. Au Canada, le *Règlement sur les mammifères marins* (pris en vertu de la *Loi sur les pêches*) interdit de perturber les mammifères marins, tandis que trois organismes fédéraux (Pêches et Océans Canada, Parcs Canada et Environnement et Changement climatique Canada) ont des lois habilitantes distinctes pour désigner les aires protégées dans le milieu marin. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du Canada, le rorqual commun (population du Pacifique) figure sur la liste des espèces menacées, et le rorqual commun (population de l'Atlantique), sur la liste des espèces préoccupantes. Au Québec, le rorqual commun est une espèce susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable en vertu de la *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables*.

RÉSUMÉ TECHNIQUE – population de l'Atlantique

Balaenoptera physalus

Rorqual commun (population de l'Atlantique)

Fin Whale (Atlantic population)

Répartition au Canada : nord-ouest de l'océan Atlantique (Nouveau-Brunswick, Terre-Neuve-et-Labrador, Nouvelle-Écosse, Nunavut, Île-du-Prince-Édouard, Québec).

Données démographiques

Durée d'une génération (âge moyen des femelles sexuellement matures, Lockyer <i>et al.</i> , 1977)	25 ans
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures?	Inconnu
Pourcentage estimé de déclin continu du nombre total d'individus matures sur [cinq ans ou deux générations].	Inconnu
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de changement, de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix dernières années ou trois dernières générations].	Déclin très probable au cours des trois dernières générations dû à la chasse à la baleine, mais ampleur inconnue
Pourcentage [prévu ou présumé] [de changement, 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 changement, 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.	Déclin très probable au cours des trois dernières générations dû à la chasse à la baleine, mais ampleur inconnue
Est-ce que les causes du déclin sont a) clairement réversibles et b) comprises et c) ont effectivement cessé?	a. Oui (chasse à la baleine) b. Oui (chasse à la baleine) c. Oui (la chasse à la baleine dans les eaux canadiennes a cessé, mais elle continue au Groenland et en Islande)
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Inconnu, mais probable

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence	> 20 000 km ² , toutes les eaux canadiennes de l'Atlantique
Indice de zone d'occupation	> 2 000 km ²

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. Non b. Non
Nombre de localités* (utilisez une fourchette plausible pour refléter l'incertitude, le cas échéant)	Inconnu
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence?	Inconnu
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence?	Inconnu
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de sous-populations?	Inconnu
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de localités*?	Inconnu
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue ou la qualité] de l'habitat?	Aucun déclin observé; les changements climatiques entraîneront une modification de l'aire de répartition des proies (donc, de la qualité de l'habitat)
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de sous-populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités*?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation?	Non

Nombre d'individus matures dans chaque sous-population

Sous-population (utilisez une fourchette plausible)	Nombre d'individus matures
Total	Les relevés donnent à penser qu'il y a environ 1 500 individus. Cependant, cette estimation n'est pas corrigée et constitue une sous-estimation de la population canadienne totale.

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, mais probable
--	------------------------

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

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

3.1 Bruit provenant de l'exploration sismique pour le pétrole et le gaz et du forage de puits de pétrole et de gaz

4.3 Collisions avec des navires et bruit provenant de navires

5.4 Enchevêtrement dans des engins de pêche, effets de la pêche, chasse à la baleine

6.2 Bruit et explosions lors d'exercices navals

Quels autres facteurs limitatifs sont pertinents?

Variations écosystémiques, maladies

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

Statut des populations de l'extérieur les plus susceptibles de fournir des individus immigrants au Canada.	Les populations de l'ouest du Groenland et du centre de l'Atlantique sont les plus susceptibles de fournir des individus immigrants aux populations de l'est du Canada. La population du centre de l'Atlantique semble être à la hausse et s'approche possiblement des niveaux historiques. Le statut de la population de l'ouest du Groenland est inconnu, mais serait à la hausse.
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Possible
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Probable
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Probable
Les conditions se détériorent-elles au Canada ⁺ ?	Inconnu, mais peu probable sur une échelle aussi grande
Les conditions de la population source se détériorent-elles ⁺ ?	Inconnu
La population canadienne est-elle considérée comme un puits?	Inconnu
La possibilité d'une immigration depuis des populations externes existe-t-elle?	Inconnu, mais possible

Nature délicate de l'information sur l'espèce

L'information concernant l'espèce est-elle de nature délicate? <i>La publication d'information sur l'espèce n'aura pas d'effet négatif sur sa survie ou son rétablissement.</i>	Non
--	-----

Historique du statut

COSEPAC : L'espèce a été considérée comme une unité et a été désignée « préoccupante » en avril 1987. Division en deux populations (population de l'Atlantique et population du Pacifique) en mai 2005. La population de l'Atlantique a été désignée « préoccupante » en mai 2005. Réexamen et confirmation du statut en mai 2019.

Statut et justification de la désignation

Statut Préoccupante	Code alphanumérique Sans objet
Justification de la désignation La chasse à la baleine a réduit l'abondance de cette espèce dans l'Atlantique canadien pendant une grande partie du 20 ^e siècle. Bien que cette chasse ait pris fin dans les eaux canadiennes en 1972, elle se poursuit dans les eaux du Groenland et de l'Islande. Les estimations non corrigées de l'abondance de l'espèce provenant de deux relevés à grande échelle dans les eaux du plateau continental canadien en 2007 et en 2016 laissent penser qu'il y a un peu plus de 1 500 individus matures. Un déclin de l'abondance a été documenté dans certaines régions, comme dans le golfe du Saint-Laurent, mais rien ne prouve que ce déclin s'applique à l'ensemble de la population canadienne. À l'heure actuelle, cette espèce fait face à un certain nombre de menaces, dont les collisions avec des navires, l'enchevêtrement dans les engins de pêche, le bruit et la dégradation générale de l'habitat.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Sans objet. Aucune preuve évidente de déclin.
Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) : Sans objet. La zone d'occurrence et l'indice de zone d'occupation sont supérieurs aux seuils.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : La population pourrait ne pas être de plus de 1 500 individus matures, et il existe des signes de déclin dans des aires localisées, ce qui donne à penser que le statut pourrait être près de correspondre au critère de la catégorie « espèce menacée » C1.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Sans objet. La population est presque certainement supérieure à 1 000 individus matures, mais peut-être pas de beaucoup.
Critère E (analyse quantitative) : Analyse non effectuée.

RÉSUMÉ TECHNIQUE – population du Pacifique

Balaenoptera physalus

Rorqual commun (population du Pacifique)

Fin Whale (Pacific population)

Répartition au Canada : Nord-est de l'océan Pacifique (Colombie-Britannique).

Données démographiques

Durée d'une génération (âge moyen des femelles sexuellement matures, Lockyer <i>et al.</i> , 1977)	25 ans
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures?	Inconnu
Pourcentage estimé de déclin continu du nombre total d'individus matures sur [cinq ans ou deux générations].	Inconnu
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de changement, de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix dernières années ou trois dernières générations].	Déclin au cours des trois dernières générations à cause de la chasse à la baleine; le déclin pourrait être de > 50 % (estimation approximative de 64 à 77 %)
Pourcentage [prévu ou présumé] [de changement, 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 changement, 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.	Déclin au cours des trois dernières générations à cause de la chasse à la baleine; le déclin pourrait être de > 50 % (estimation approximative de 64 à 77 %)
Est-ce que les causes du déclin sont a) clairement réversibles et b) comprises et c) ont effectivement cessé?	a. Oui (chasse à la baleine) b. Oui (chasse à la baleine) c. Oui (chasse à la baleine)
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Inconnu

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence	> 20 000 km ²
Indice de zone d'occupation	> 2 000 km ²
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. Non b. Non

Nombre de localités* (utilisez une fourchette plausible pour refléter l'incertitude, le cas échéant)	Inconnu
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence?	Inconnu
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence?	Inconnu
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de sous-populations?	Inconnu
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de localités*?	Inconnu
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue ou la qualité] de l'habitat?	Aucun déclin observé; les changements climatiques entraîneront une modification de l'aire de répartition des proies (donc, de la qualité de l'habitat)
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de sous-populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités*?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation?	Non

Nombre d'individus matures dans chaque sous-population

Sous-population (utilisez une fourchette plausible)	Nombre d'individus matures
<p>Total (dans les eaux littorales)</p> <p>- Nichol <i>et al.</i> (2018) donne une estimation de la « super population » de 405 individus dans la région du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte (IC à 95 % : 363-469).</p> <p>- Best <i>et al.</i> (2015) estiment que l'abondance est de 446 individus (IC à 95 % : 263-759).</p> <p>- Williams et Thomas (2007) estiment que l'abondance est de 496 individus (IC à 95 % : 202-1218).</p>	<p>Inconnu, mais probablement de 200 à 500 individus dans les eaux littorales, et davantage plus loin du littoral</p>

* 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
--	---------

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
4.3 Collisions avec des navires et bruit provenant de navires 3.3 Bruit des parcs éoliens 6.2 Bruit et explosions lors d'exercices navals 11.1 Altération de l'habitat
Quels autres facteurs limitatifs sont pertinents?
Variations écosystémiques, maladies

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

Statut des populations de l'extérieur les plus susceptibles de fournir des individus immigrants au Canada.	Les populations au large de la côte ouest des États-Unis et de l'Alaska sont à la hausse (7,5 %/an au large de la Californie, de l'Oregon et de l'État de Washington et 4,8 %/an au large de l'Alaska)
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Probable
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Probable
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Probable
Les conditions se détériorent-elles au Canada ⁺ ?	Inconnu
Les conditions de la population source se détériorent-elles ⁺ ?	Inconnu
La population canadienne est-elle considérée comme un puits?	Non
La possibilité d'une immigration depuis des populations externes existe-t-elle?	Oui

Nature délicate de l'information sur l'espèce

L'information concernant l'espèce est-elle de nature délicate? <i>La publication d'information sur l'espèce n'aura pas d'effet négatif sur sa survie ou son rétablissement.</i>	Non
--	-----

Historique du statut

COSEPAC : L'espèce a été considérée comme une unité et a été désignée « préoccupante » en avril 1987. Division en deux populations (population de l'Atlantique et population du Pacifique) en mai 2005. La population du Pacifique a été désignée « menacée » en mai 2005. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « préoccupante » en mai 2019.

Statut et justification de la désignation

Statut Préoccupante	Code alphanumérique Correspond au critère de la catégorie « espèce menacée » A1d, mais désignée « espèce préoccupante » en raison des fortes augmentations de l'abondance dans les eaux états-uniennes voisines et de la possibilité d'immigration en provenant de ces eaux.
Justification de la désignation L'abondance de cette grande baleine semble se rétablir de l'épuisement des stocks causé par la chasse industrielle qui a pris fin au milieu des années 1970. Les estimations actuelles de l'abondance sont inférieures à 1 000 individus matures, mais elles ne tiennent pas compte des eaux canadiennes au-delà du plateau continental, où un nombre important d'individus ont été observés lors d'un relevé effectué en 2018. De plus, les populations des eaux canadiennes voisines augmentent et pourraient faire croître la population canadienne. Les individus continuent d'être exposés à des risques, principalement à cause des collisions avec des navires et du bruit sous marin causé par le transport maritime.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Correspond au critère de la catégorie « espèce menacée » A1d selon les estimations actuelles de l'abondance, qui incluent seulement une portion de la population, et les estimations qui précédaient la phase la plus récente de chasse intensive.
Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) : Sans objet. La zone d'occurrence et l'indice de zone d'occupation sont supérieurs aux seuils.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Aucune preuve de déclin récent.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Pourrait correspondre au critère de la catégorie « espèce menacée » D1 selon les estimations actuelles de l'abondance, qui incluent seulement une portion de la population.
Critère E (analyse quantitative) : Analyse non effectuée.



HISTORIQUE DU COSEPAC

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

MANDAT DU COSEPAC

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

COMPOSITION DU COSEPAC

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

DÉFINITIONS (2019)

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

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

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

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

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

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



Environnement et
Changement climatique Canada
Service canadien de la faune

Environment and
Climate Change Canada
Canadian Wildlife Service

Canada

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

Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Rorqual commun *Balaenoptera physalus*

Population de l'Atlantique
Population du Pacifique

au Canada

2019

TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE	5
Nom et classification.....	5
Description morphologique.....	5
Structure spatiale et variabilité de la population	7
Unités désignables	9
Importance de l'espèce.....	10
RÉPARTITION	11
Aire de répartition mondiale.....	11
Aire de répartition canadienne.....	12
Zone d'occurrence et zone d'occupation	14
Activités de recherche	14
HABITAT.....	25
Besoins en matière d'habitat	26
Tendances en matière d'habitat.....	27
BIOLOGIE	28
Cycle vital et reproduction	28
Physiologie et adaptabilité	29
Déplacements et dispersion	30
Composition du régime alimentaire	31
Relations interspécifiques.....	32
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS.....	33
Activités et méthodes d'échantillonnage.....	33
Abondance	34
Fluctuations et tendances.....	37
Immigration de source externe	39
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS	39
Menaces	39
Facteurs limitatifs.....	46
Nombre de localités.....	47
PROTECTION, STATUTS et classements	47
Statuts et protection juridiques	47
Statuts et classements non juridiques	48
Protection et propriété de l'habitat.....	48
REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS.....	49
Remerciements	49

Experts contactés	49
SOURCES D'INFORMATION	49
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT	67
COLLECTIONS EXAMINÉES	68

Liste des figures

Figure 1. Aire de répartition mondiale du rorqual commun (zones bleues ombragées), selon Edwards <i>et al.</i> (2015).	11
Figure 2. Observations de rorquals communs (1988-2016) d'après les bases de données d'observations fortuites du MPO-Région des Maritimes et du MPO-Région de Terre-Neuve-et-Labrador (d'après Moors-Murphy <i>et al.</i> , 2018; figure 6). Saisons : hiver (de janvier à mars, n = 31); printemps (d'avril à juin, n = 710); été (de juillet à septembre, n = 4,002); automne (d'octobre à décembre, n = 428). Graphiques gracieusement fournis par H. Moors-Murphy.	15
Figure 3. Observations de rorquals communs (n = 9 860) dans les eaux de l'Est du Canada en été (de juin à août) de 1975 à 2015. Les données proviennent des bases de données d'observations fortuites du MPO, de l'Océan Biogéographique Information System (OBIS) et du North Atlantic Right Whale Consortium (NARWC). Cette carte met en évidence l'absence relative d'activités de relevé dans les eaux plus profondes de l'Atlantique Nord-Ouest. Modifié d'après la figure 34a dans Moors-Murphy <i>et al.</i> (2018), reproduite avec la permission de l'auteur.	16
Figure 4. Observations de rorquals communs (n = 768) d'après 100 relevés effectués par le MPO-Région du Québec (68 relevés en mer et 32 relevés aériens) de 1995 à 2016 (comprend les données des projets TNASS et NAISS). L'estuaire du Saint-Laurent présente une forte concentration de rorquals communs; cependant, il a été couvert par presque tous les relevés en raison de l'importance accordée aux bélugas (A. Mosnier, J.F. Gosselin et J. Lawson, comm. pers.).....	17
Figure 5. Dénombrement horaire moyen de détections d'impulsions à 20 hz du rorqual commun aux stations où des données acoustiques ont été enregistrées en 2015-2016 (gauche) et en 2016-2017 (droite), d'après Delarue <i>et al.</i> (2018). Les carrés noirs indiquent les stations où des rorquals communs ont été identifiés manuellement, car la précision des détecteurs automatiques était inférieure au seuil de précision de 0,75.	17
Figure 6. Observations de rorquals communs et relevés de la MICS (2007-2013) (MICS, données inédites).	18
Figure 7. Observations de rorquals communs réalisées par le ROCCB de juillet 1983 à octobre 2017. Les points verts indiquent les observations faites dans les eaux canadiennes (n = 509), et les points orange, les observations faites à l'extérieur des eaux canadiennes (n = 26). Les points ombragés plus foncés illustrent des observations effectuées dans des sites qui se chevauchent. Ces données ne sont pas corrigées en fonction des activités d'observation et n'ont pas été recueillies systématiquement.....	20

- Figure 8. Observations de rorquals communs (n = 902) par unité d'effort (OPUE) d'après 52 relevés à bord de navires réalisés par le MPO de 2002 à 2017. Les données sur les activités et les observations sont résumées dans des carrés de grille de 25 km², où la couleur indique l'OPUE (nombre d'observations effectuées dans le carré de grille divisé par la superficie cumulative ayant fait l'objet d'un relevé dans le carré de grille, corrigé pour tenir compte de la superficie totale du carré de grille). Données fournies par le Programme de recherche sur les cétacés du MPO pour le Pacifique (Nanaimo, Colombie-Britannique). 21
- Figure 9. Estimations de la densité des rorquals communs au large de la côte ouest de l'île de Vancouver, d'après des relevés aériens du MPO menés de 2012 à 2015 (Nichol *et al.*, 2017). La densité est définie comme le nombre d'individus par kilomètre carré, dans un carré de grille de 1 km de côté. Données gracieusement fournies par L. Nichol et B. Wright (Programme de recherche sur les cétacés du MPO, Nanaimo, Colombie-Britannique). 22
- Figure 10. Surface de densité continue des rorquals communs d'après Harvey *et al.* (2017), selon les données de relevés à bord de navires (2004-2008) de la Raincoast Conservation Foundation. La densité est définie comme le nombre d'individus par kilomètre carré, dans des carrés de grille de 13,86 km². Données provenant du site Web suivant : <http://seamap.env.duke.edu/dataset/1485>. 23
- Figure 11. Activité vocale du rorqual commun (AVRC) dans les sites de surveillance acoustique passive au large de la côte du Pacifique (de Pilkington *et al.*, 2018). La taille des cercles rouges est proportionnelle aux valeurs moyennes quotidiennes de l'indice de vocalisations (corrigées en fonction de la superficie et de la perte de transmission) du 1^{er} septembre au 31 janvier de toutes les années disponibles pour chaque site. 24
- Figure 12. Trajectoires de relevés et observations de rorquals communs selon le TNASS (gauche; été 2007) et le NAISS (droite; été 2016). Les points bleus correspondent aux strates de Terre-Neuve-et-Labrador, et les points noirs, aux strates du golfe du Saint-Laurent, du Cap-Breton, du plateau néo-écossais et de la baie de Fundy. 25
- Figure 13. Captures géoréférencées de rorquals communs (croix, carte A) par des chasseurs travaillant à partir des sites baleiniers de la Colombie-Britannique de 1907 à 1967; prédictions relatives à l'emplacement de l'habitat essentiel de l'espèce (probabilités variant de faible [blanc] à élevé [noir], carte B), d'après une modélisation des relations avec les conditions océanographiques. Données tirées de Nichol *et al.* (2002); figures tirées de Gregr et Trites (2001). 36

Liste des annexes

- Annexe 1. Évaluation des menaces pesant sur le rorqual commun (population de l'Atlantique). 69
- Annexe 2. Évaluation des menaces pesant sur le rorqual commun (population du Pacifique). 74

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

Nom et classification

Classe :	Mammifère
Ordre :	Cétacé
Famille :	Balénoptéridés
Genre :	<i>Balaenoptera</i>
Espèce :	<i>Balaenoptera physalus</i>
Nom commun français :	rorqual commun, baleine à nageoires et baleinoptère commune
Nom commun anglais :	Fin ou Finback whale

Les rorquals communs de l'hémisphère Sud et de l'hémisphère Nord sont considérés comme des sous-espèces géographiquement séparées, le *B. p. physalus* vivant dans l'hémisphère Nord, et le *B. p. quoyi* (Fischer, 1829), dans l'hémisphère Sud. Cette distinction est fondée sur des différences morphologiques et sur l'isolement reproductif des sous-espèces en raison de calendriers de migration opposés dans chaque hémisphère (Rice, 1998; Aguilar, 2002; Notarbartolo-Di-Sciara *et al.*, 2003). Il existe maintenant des données génétiques appuyant la distinction des rorquals communs de l'Atlantique Nord et du Pacifique Nord, qui sont des sous-espèces différentes (Archer *et al.*, 2013).

En français, plusieurs noms communs sont utilisés pour désigner l'espèce : *rorqual commun*, *baleine à nageoires* et *baleinoptère commune* (Gambell, 1985; Jefferson *et al.*, 1993). Parmi les noms anglais utilisés, citons *finback* et *finner*. Hershkovitz (1966) a énuméré plusieurs noms qui serviraient à désigner l'espèce chez les peuples autochtones. En inuktitut du Nunavik, le rorqual commun est connu sous le nom de *sarpiakittuq* (Nunavik Marine Region Wildlife Board, comm. pers.).

Description morphologique

Le rorqual commun appartient à la famille des Balénoptéridés et occupe le second rang derrière le rorqual bleu (*B. musculus*) pour ce qui est de la taille. Les individus de l'hémisphère Nord atteignent environ une longueur de 23 m et un poids de 45 tonnes. L'espèce est appelée le « lévrier de la mer » en raison de sa vitesse de déplacement et de son corps élancé (Folkens *et al.*, 2002). Vue du dessus, la tête, qui représente de 20 à 25 % de la longueur totale du corps, est étroite, avec un rostre particulièrement pointu, les deux évents (narines) entourés de valvules proéminentes et une crête longitudinale médiane unique. Les yeux se trouvent juste au-dessus des commissures de la bouche. La mâchoire inférieure est latéralement convexe et dépasse de 10 à 20 cm l'extrémité du rostre lorsque la bouche est fermée. La nageoire dorsale, falciforme ou pointue, se trouve près de la queue, à peu près aux trois quarts de la surface dorsale de l'animal, et peut atteindre 60 cm de hauteur. Derrière la nageoire dorsale, le pédoncule caudal porte une crête longitudinale prononcée.

Le rorqual commun a le dos et les flancs gris foncé ou gris brunâtre, la coloration pâlisant progressivement pour céder le pas au blanc sur le ventre. Certains individus portent une marque en forme de V sur le dos, derrière la tête. La coloration de la mâchoire inférieure est asymétrique – le côté gauche est foncé, et le droit, pâle. Cette pigmentation asymétrique se prolonge sur les fanons : le tiers avant des fanons du côté droit de la bouche est blanc-jaunâtre, tandis que tous les autres fanons sont bleu-gris foncé. Ce type de coloration est caractéristique de l'espèce (Agler *et al.*, 1990). Les ailerons et la nageoire caudale sont également blancs sur le dessous. Le ventre pâle de l'animal peut prendre une teinte jaunâtre ou brunâtre dans les eaux froides, coloration généralement associée à la présence de diatomées (Gambell, 1985; Aguilar, 2002). Certains adultes portent des traces de plaies créées par la ventouse des lamproies (*Petromyzon marinus*) (Nichols et Tschertter, 2011), un copépode parasite (*Pennella balaenopterae*) (Andrews, 1916) et le squalolet féroce (*Isistius brasiliensis*) (Seipt *et al.*, 1990; Notarbartolo-Di-Sciara *et al.*, 2003; Best et Photopoulou, 2016).

Les individus peuvent être identifiés au moyen de cicatrices, de motifs de coloration, de la forme des nageoires dorsales et d'entailles (Agler *et al.*, 1990). On remarque de légères variations de taille et de coloration dans différentes régions de l'hémisphère Nord (Aguilar, 2002).

Les rorquals communs adultes qui vivent dans les eaux de l'hémisphère Nord peuvent mesurer jusqu'à 4 m de moins que leurs congénères de l'hémisphère Sud (Bannister, 2002), dont la longueur peut atteindre 27 m, et leurs ailerons sont plus longs et plus étroits (Nemoto, 1962). Les femelles adultes sont de 5 à 10 % plus longues (jusqu'à 2 m de plus) que les mâles adultes (Lockyer et Waters, 1986; Aguilar, 2002; Mesnick et Ralls, 2002; Folkens *et al.*, 2002). Le poids moyen des adultes varie de 40 à 50 tonnes dans l'hémisphère Nord et de 60 à 80 tonnes dans l'hémisphère Sud (Jefferson *et al.*, 1993; Aguilar, 2002).

Le rorqual commun a une morphologie corporelle semblable à celle d'autres espèces du genre *Balaenoptera* et peut être confondu avec elles, dont le rorqual bleu (*B. musculus*), le rorqual boréal (*B. borealis*), le rorqual de Bryde (*B. brydei*), le rorqual d'Omura (*B. omurai*) et le petit rorqual (*B. acutorostrata*). Les rorquals de Bryde et d'Omura tendent à se restreindre à des latitudes plus chaudes (au sud du 40^e parallèle Nord) (Jefferson *et al.*, 2015), ce qui rend peu probable la confusion avec ces deux espèces en eaux canadiennes. Le rorqual bleu est plus gros que le rorqual commun, mais sa nageoire dorsale est plus petite, son rostre est plus arrondi et sa coloration est d'un bleu-gris plus clair. Plusieurs hybrides de rorqual bleu et de rorqual commun ont été observés (Bérubé et Aguilar, 1998) dans l'Atlantique Nord, dont un dans le golfe du Saint-Laurent (Bérubé *et al.*, 2017). Le rorqual boréal est légèrement plus petit que le rorqual commun, et les deux espèces peuvent être facilement confondues en mer. Elles ont une coloration foncée similaire, à l'exception de la mâchoire inférieure droite asymétriquement blanche du rorqual commun. La nageoire dorsale du rorqual commun est plus falciforme et plus proche de la queue que la nageoire érigée du rorqual boréal. Les rorquals communs juvéniles ont une apparence semblable à celle des petits rorquals, qui sont plus petits, et pourraient être confondus à distance.

Généralement, il y a une ressemblance considérable entre les rorquals commun et boréal sur le plan de la taille corporelle, de la coloration et de la forme de la nageoire dorsale. Sur la côte ouest, les données historiques donnent à penser qu'il y a un chevauchement possible de l'aire de répartition des deux espèces (Gregr et Trites, 2001), et des relevés récents ont permis de confirmer visuellement et acoustiquement ce chevauchement au large du plateau continental (Matsuoka *et al.*, 2013; DFO Cetacean Research Program, données inédites). Sur la côte est, les données de surveillance acoustique et visuelle ont confirmé le chevauchement spatial des deux espèces sur le plateau néo-écossais et à l'ouest de celui-ci, ainsi qu'au nord-est des Grands Bancs (Delarue *et al.*, 2018; Lawson et Gosselin, 2018). Le rorqual boréal est l'espèce la plus susceptible d'être confondue avec le rorqual commun dans les eaux canadiennes.

Structure spatiale et variabilité de la population

La Commission baleinière internationale (CBI) reconnaît sept stocks de gestion de rorquals communs dans l'Atlantique Nord (Donovan, 1991), dont deux (« Terre Neuve/Labrador » et « Nouvelle-Écosse ») passent l'été dans les eaux canadiennes. La National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) des États-Unis ne reconnaît qu'un seul stock dans les eaux territoriales des États-Unis, dans l'ouest de l'Atlantique Nord. Sur la côte est, les données sur la morphométrie, le cycle vital et la trajectoire de la population recueillies au cours d'une courte période de chasse à la baleine de 1965 à 1972 au large de la Nouvelle-Écosse, de Terre-Neuve et du sud du Labrador ont fourni des preuves qu'il existe au moins deux stocks de rorquals communs. Un taux d'échange pouvant aller jusqu'à 10 % selon les données de recapture entre les pêches de la Nouvelle-Écosse et de Terre-Neuve n'a pas été suffisant pour compenser le déclin de la population observé au large de la Nouvelle-Écosse, ce qui permet de conclure qu'il y a au moins une ségrégation démographique partielle. De plus, on pensait que les rorquals communs du golfe du Saint-Laurent formaient un stock relativement isolé (Mitchell, 1974; Sergeant, 1977). La structure du stock dans l'Atlantique Nord reste mal comprise (Waring *et al.*, 2002) et fait l'objet de travaux en cours au sein de la CBI (Bérubé *et al.*, 2006; Daniëlsdóttir *et al.*, 2006; Gunnlaugsson et Vikingsson, 2006).

Des analyses génétiques ont permis de distinguer les populations de rorquals communs de l'est et de l'ouest de l'Atlantique Nord, mais n'ont pas permis de déterminer des différences génétiques importantes entre les individus du golfe du Saint-Laurent et du golfe du Maine (Bérubé *et al.*, 1998). De façon générale, la diversité génétique dans l'Atlantique Nord s'est révélée faible. Toutefois, on ne sait toujours pas si cela est dû à une divergence récente à la suite de la contraction de l'aire de répartition après la dernière période glaciaire ou à un flux génétique élevé. Dans le nord du golfe du Saint-Laurent, des travaux continus de photo-identification et une analyse de ces photos (2007-2016) ont montré que, en moyenne, 30 % des individus observés chaque année n'avaient jamais été vus auparavant, ce qui laisse penser qu'il y a un afflux de baleines en provenance des régions voisines durant la période d'alimentation estivale (Mingan Island Cetacean Study [MICS], données inédites; Schleimer *et al.*, 2019).

Des différences géographiques dans la structure des chants des rorquals communs ont été notées dans l'Atlantique Nord et ont été proposées comme moyen d'évaluer la structure démographique (Hatch et Clark, 2004; Delarue *et al.*, 2009; Castellote *et al.*, 2012). Des travaux de surveillance acoustique au large de l'est du Canada fournissent les données les plus récentes sur la sous-structure démographique de cette région, ce qui donne à penser qu'il existe au moins trois populations acoustiquement distinctes. Des différences stables dans la structure des chants ont été décrites dans plusieurs régions : le golfe du Maine, la baie de Fundy et l'ouest du plateau néo-écossais; le golfe du Saint-Laurent, l'est du plateau néo-écossais et le sud de Terre-Neuve; les Grands Bancs et le sud du plateau du Labrador (Delarue *et al.*, 2009; Delarue *et al.*, 2019). Il est à noter que la structure des chants varie d'une saison à l'autre et d'une année à l'autre et qu'elle représente un moyen dynamique de suivre les populations. Delarue *et al.* (2009) ont constaté que la structure démographique révélée à l'aide de la structure des chants était parallèle à celle obtenue par d'autres méthodes (p. ex. toxines, morphométriques), mais on ne sait toujours pas dans quelle mesure l'acoustique peut être utilisée pour déterminer les populations à gérer.

Dans la partie principale du Pacifique Nord, la CBI a considéré qu'il n'y avait qu'un seul stock de rorquals communs, malgré des études antérieures donnant à penser qu'il existe des populations distinctes dans l'est et dans l'ouest de l'océan d'après des données sérologiques et de marquage (Fujino, 1960; Fujino, 1963; Carretta *et al.*, 2017). Les populations de l'est et de l'ouest ont été définies plus en détail par Mizroch *et al.* (2009), qui ont passé en revue les données d'observation, les statistiques sur les prises, les recaptures de baleines marquées, la chimie du sang et les données acoustiques. Les auteurs ont posé l'hypothèse selon laquelle les deux populations pourraient se chevaucher dans les aires d'alimentation des latitudes élevées près des îles Aléoutiennes et dans la mer de Béring, mais qu'elles maintiennent des aires distinctes dans les latitudes inférieures au large de l'Asie et de l'Amérique du Nord. Mizroch *et al.* (2009) ont également examiné les données relatives aux populations distinctes près de Sanriku-Hokkaido et de la mer du Japon. Une population génétiquement distincte est présente toute l'année dans le golfe de la Californie (Tershy *et al.*, 1990; Bérubé *et al.*, 2002). Aux fins de gestion, la NOAA reconnaît trois stocks dans les eaux états-uniennes du Pacifique : 1) Alaska (Pacifique Nord-Est), 2) California/Oregon/État de Washington et 3) Hawaï.

Il existe d'autres éléments de preuve de la structuration démographique du rorqual commun de l'est du Pacifique Nord fondés sur des données génétiques et acoustiques, même si aucun modèle géographique n'est encore apparent. Archer *et al.* (2013) ont évalué les profils phylogénétiques de rorquals communs à l'échelle mondiale à partir d'analyses de données mitogénomiques provenant de biopsies de la peau. Ils ont trouvé une grande diversité haplotypique à l'intérieur des bassins océaniques et entre eux, avec trois clades distincts décrits pour le Pacifique Nord; les clades A et C étaient les plus communs et étaient observés dans tout l'est du Pacifique Nord, tandis que le clade B a été identifié à partir de seulement deux échantillons : un au large d'Hawaï et un dans le golfe de la Californie. Les proportions des clades A et C dans les échantillons ont varié géographiquement, les baleines du clade A étant relativement plus courantes au sud de Point Conception, en Californie (environ au 34° de la latitude nord), et les baleines du

clade C, plus courantes au nord. Il est intéressant de noter que le clade C est génétiquement plus proche du rorqual commun de l'hémisphère Sud que de celui du clade A du Pacifique Nord. Des études génétiques utilisant l'ADN nucléaire sont nécessaires pour déterminer le degré de flux génétique entre ces matrilineages mitochondriaux.

Nichol *et al.* (2017) décrivent les déplacements très limités des individus entre les eaux côtières et les eaux hautières au large de la Colombie-Britannique, selon les données de photo-identification.

Contrairement à l'Atlantique Nord, les profils de variation des chants des rorquals communs du Pacifique Nord sont complexes et n'ont pas encore révélé une structure géographique précise de la population. La structure des chants du rorqual commun (en particulier l'« intervalle des impulsions ») change au fil de la période de chant (généralement de l'automne à l'hiver), ce qui masque les variations géographiques possibles (Jones *et al.*, 2011; Širović *et al.*, 2013; Oleson *et al.*, 2014). On souligne des exceptions, comme dans le golfe de la Californie, où les rorquals communs produisent un type de chant distinctif (Thompson *et al.*, 1992; Hatch et Clark, 2004), et au large de la côte de Colombie-Britannique, où Koot (2015) a noté deux types de chant distincts : le type 1, qui est typique des rorquals communs enregistrés au large du sud de la Californie, dans le détroit de Béring et autour d'Hawaï (Oleson *et al.*, 2014), a été enregistré dans les eaux au large de la côte de la Colombie-Britannique, et le type 2, qui a été enregistré dans les eaux littorales et hautières. Koot (2015) a également décrit que les chants de type 2 dans des descriptions publiées de chants de rorquals communs au large de la côte de l'Oregon et de l'État de Washington, et a émis l'hypothèse que les chants de type 1 et de type 2 pourraient correspondre aux clades miogénomiques A et C, respectivement.

Les stocks du Pacifique Nord-Est et de la Nouvelle-Écosse (tels que définis par la CBI), et possiblement le stock de Californie-Oregon-État de Washington (tel que défini par la NOAA), sont transfrontaliers, et fréquentent à la fois les eaux territoriales canadiennes et états-uniennes. L'aire de répartition estivale principale des stocks présumés du golfe du Saint-Laurent et de Terre-Neuve-et-Labrador se trouverait seulement en eaux canadiennes.

Unités désignables

La population canadienne de rorquals communs est divisée en deux unités géographiquement distinctes, car il n'y a aucune preuve de déplacement et, par conséquent, aucune preuve d'échange démographique ou génétique entre les bassins de l'Atlantique Nord et du Pacifique Nord. Ainsi, il existe deux unités désignables, soit la population de l'Atlantique et la population du Pacifique, fondées sur la séparation géographique. Cela est confirmé par des preuves génétiques récentes laissant croire que les rorquals communs au large des côtes est et ouest du Canada devraient être considérés comme deux sous-espèces différentes (Archer *et al.*, 2013). Selon les désignations de sous-espèces de Rice (1998), les deux populations appartiendraient à l'espèce *Balaenoptera physalus physalus* (simplement appelé *B. physalus* aux fins du présent rapport).

À la lumière des preuves présentées, l'idée que les rorquals communs forment un seul stock au large de la côte est du Canada devrait faire l'objet d'une étude plus approfondie. Toutefois, bien qu'il existe probablement un certain degré de structure populationnelle, les stocks présumés demeurent probablement liés, au moins en partie, sur le plan démographique et, par conséquent, sur le plan génétique. Au large de la côte canadienne du Pacifique, l'existence de deux types de chants distincts donne à penser qu'il y a un certain niveau de structure populationnelle (Koot, 2015), mais des analyses d'ADN mitochondrial et microsatellite de 141 échantillons prélevés sur des rorquals communs lors de biopsies au large de la côte de la Colombie-Britannique laissent croire à l'existence d'une seule population d'individus se reproduisant entre eux (Frasier et Frasier, 2016). À l'heure actuelle, il y a peu de raisons de penser qu'il existe une subdivision des deux unités désignables des populations de rorquals communs de l'Atlantique Nord et du Pacifique Nord.

Importance de l'espèce

Le rorqual commun, le deuxième plus grand animal de la planète et l'un des mammifères marins les plus rapides, était le pilier de l'industrie de la chasse à la baleine de l'Antarctique et du Pacifique après la surexploitation des populations de rorquals bleus et de rorquals à bosse (*B. musculus* et *Megaptera novaeangliae*). Le long de la côte est des États-Unis, les observations de rorquals communs ont représenté 46 % de toutes les observations de grandes baleines et 24 % de toutes les observations de cétacés sur le plateau continental de 1978 à 1982 (CeTAP, 1982), et leur effet écologique sur l'écosystème est jugé important (Hayes *et al.*, 2016).

Les rorquals communs font l'objet d'excursions d'observation des baleines dans de nombreuses régions du Canada atlantique, notamment dans la partie inférieure de la baie de Fundy et dans l'estuaire du Saint-Laurent. L'espèce n'est pas régulièrement ciblée par l'industrie de l'observation des baleines en Colombie-Britannique.

La chasse à la baleine était autrefois importante pour l'économie de subsistance des Premières Nations vivant sur la côte ouest de l'île de Vancouver, dont la Première Nation Nuuchah-nulth, mais les rorquals à bosse et les rorquals gris (*Eschrichtius robustus*) étaient les principales espèces ciblées. Les récits ethnographiques ne mentionnent que de façon équivoque les rorquals communs, qui étaient probablement trop rapides pour les poursuivre en canot et que l'on trouve rarement près des côtes de l'île de Vancouver (Drucker, 1951; Monks *et al.*, 2001; Ford, 2014). D'anciennes analyses d'ADN d'ossements de baleines provenant de monticules dans la baie Barkley, sur la côte ouest de l'île de Vancouver, ont révélé 9 rorquals communs sur 222 individus identifiés par espèce (4 %; Arndt, 2011). Il est probable qu'il s'agissait de « baleines à la dérive » qui se sont échouées près des sites des villages, plutôt que de baleines activement chassées (Monks *et al.*, 2001). Cependant, les rorquals communs étaient chassés, quoique rarement, par les tribus Makah et Quileute vivant sur la côte extérieure de l'État de Washington (Huelsbeck, 1988; Robertson et Trites, 2018); il est donc possible qu'ils aient été pris par des chasseurs nuuchah-nulth à de rares occasions.

RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

Le rorqual commun est un animal cosmopolite (figure 1) qui vit dans tous les grands océans, mais il est plus abondant dans les eaux tempérées et polaires (Leatherwood *et al.*, 1988; Folkens *et al.*, 2002; Edwards *et al.*, 2015). Cependant, la zone de déplacement des individus varie considérablement selon la population (voir par exemple Silva *et al.*, 2013; Geijer *et al.*, 2016). Les rorquals communs sont observés aussi bien dans les eaux côtières des plateformes continentales qu'en haute mer (Jefferson *et al.*, 1993; Edwards *et al.*, 2015). Selon Aguilar (2002), les populations de rorquals communs sont plus denses au-delà de la pente continentale que près des côtes, et elles semblent être absentes de la lisère des glaces et de la plupart des zones équatoriales, du 20^e parallèle Nord au 20^e parallèle Sud (Edwards *et al.*, 2015).

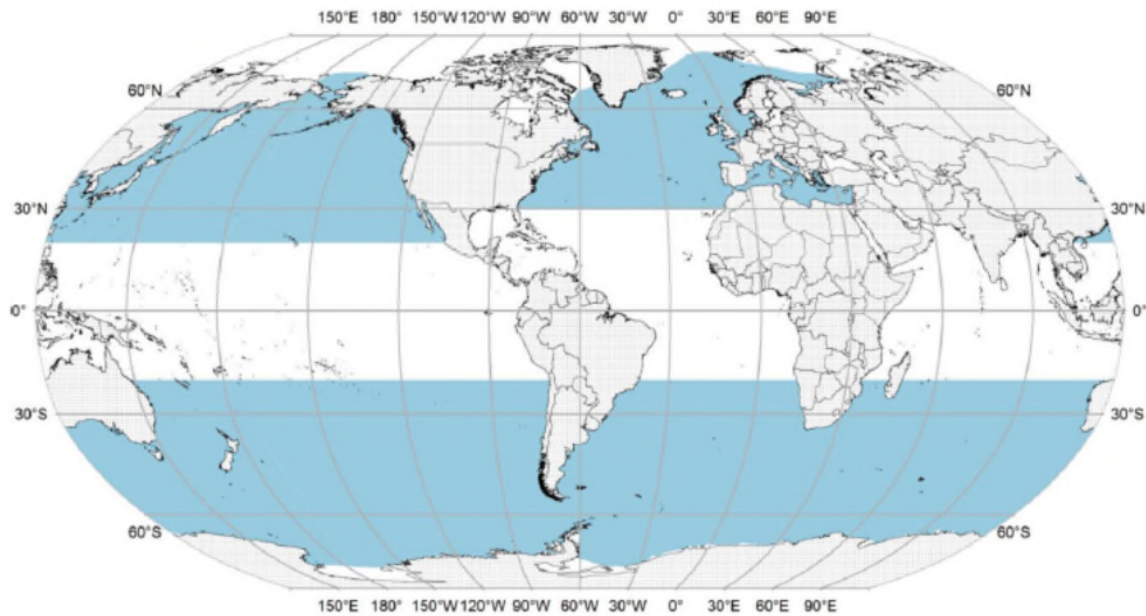


Figure 1. Aire de répartition mondiale du rorqual commun (zones bleues ombragées), selon Edwards *et al.* (2015).

D'après Gambell (1985), l'aire de répartition estivale de l'espèce dans l'Atlantique Nord s'étend jusqu'en Arctique, tandis que l'aire de répartition hivernale, beaucoup plus vaste, va de la lisière des glaces aux Caraïbes. Selon Rice (1998), l'aire de répartition estivale est délimitée au nord par la baie de Baffin (75^e parallèle Nord) et le Spitsbergen (80^e parallèle Nord), et au sud par le cap Hatteras (35^e parallèle Nord), alors que des individus ont été aperçus depuis les Grands Bancs jusqu'au golfe du Mexique en hiver. D'après Mitchell (1974), les rorquals communs du nord-ouest passent l'hiver aux environs du 35^e parallèle Nord, entre la côte du continent nord-américain et le rebord de la plateforme continentale. Dans une étude récente sur l'aire de répartition mondiale du rorqual commun après la chasse à la baleine, Edwards *et al.* (2015) ont confirmé des résultats antérieurs, qui montrent une hausse de l'abondance aux latitudes élevées en été et aux latitudes inférieures en hiver. Toutefois, certains individus demeurent à des latitudes élevées en hiver, comme en témoignent les observations occasionnelles et les enregistrements acoustiques de chants de rorquals communs (Moors-Murphy *et al.*, 2018), et à des latitudes inférieures en été, ce qui laisse croire à un profil de migration plus complexe que celui des rorquals à bosse et des rorquals bleus. Edwards *et al.* (2015) ont également montré un hiatus dans l'aire de répartition autour de l'équateur, avec peu ou pas d'observations depuis le sud du 30^e parallèle Nord, dans l'océan Atlantique, et du 20^e parallèle Nord, dans l'océan Pacifique.

Comme dans l'Atlantique Nord, le rorqual commun du Pacifique Nord présente des variations saisonnières de leur abondance entre les latitudes élevées en été et les basses latitudes en hiver, mais les profils de migration sont complexes et mal compris. Les analyses des données de chasse et des observations de baleines dans le Pacifique Nord montrent que l'aire de répartition estivale de l'espèce s'étend vers le nord jusqu'au 53^e parallèle Nord dans la mer d'Okhotsk, au 58^e parallèle Nord dans le golfe de l'Alaska, et dans la mer et le détroit de Béring jusqu'au 71^e parallèle Nord, environ, dans la mer des Tchouktsches (Mizroch *et al.*, 2009). En été, l'aire de répartition méridionale s'étend environ jusqu'au 30^e parallèle Nord au large du sud du Japon et au 32^e parallèle Nord au large de la côte ouest de la Basse-Californie (Mizroch *et al.*, 2009). Les données sur la chasse à la baleine et les observations après la chasse à la baleine pendant l'hiver indiquent une zone allant vers le sud environ jusqu'au 30^e parallèle Nord au large de la côte de l'Asie, jusqu'au 20^e parallèle Nord dans le Pacifique central (eaux hawaïennes) et au 21^e parallèle Nord au large de la côte du Mexique (Mizroch *et al.*, 2009; Edwards *et al.*, 2015). Malgré un déplacement hivernal vers le sud, l'espèce est également commune dans les eaux de latitude supérieure durant ces mois. Des observations ont été faites dans la mer de Béring et le golfe de l'Alaska en hiver, et des enregistrements acoustiques de rorqual commun ont été réalisés tout au long de l'année et dans de nombreux sites dans l'est du Pacifique Nord, depuis la mer de Béring et le nord du golfe de l'Alaska jusqu'à la Southern California Bight (Moore *et al.*, 2006; Stafford *et al.*, 2007; Širović *et al.*, 2013, 2015; Pilkington *et al.*, 2018).

Aire de répartition canadienne

Le long de la côte est du Canada, le rorqual commun peut être observé dans les eaux côtières, sur le plateau continental et à l'extérieur de celui-ci (voir les figures 2-4). Des rorquals communs ont été aperçus sur le plateau néo-écossais plus fréquemment et en

plus grand nombre que toute autre espèce dans les zones de chasse à la fin des années 1960 et au début des années 1970 (Mitchell *et al.*, 1986), et il s'agissait de l'espèce privilégiée par les chasseurs (Mitchell, 1972). Près de 90 % des rorquals communs pris dans l'Atlantique canadien l'ont été au large du Labrador et de la côte nord-est de Terre-Neuve (Moors-Murphy, *et al.*, 2018). Au cours de la dernière période de chasse commerciale à la baleine, la plupart des individus ont été tués sur le plateau continental au large de la Nouvelle-Écosse (Moors-Murphy *et al.*, 2018). Lors d'études menées sur le plateau continental dans diverses régions de la Nouvelle-Écosse et du Labrador, on a souvent observé des rorquals communs (Perkins et Whitehead, 1977; Whitehead et Glass, 1985; Whitehead *et al.*, 1998; Whitehead, 2013; Delarue *et al.*, 2018; Lawson et Gosselin, 2009, 2018). L'espèce est régulièrement aperçue dans l'est de la baie d'Ungava, particulièrement près de Kangiqsualujjuaq (Nunavik Marine Region Wildlife Board, comm. pers.).

La surveillance acoustique passive effectuée par Roy *et al.* (2018) a révélé la présence annuelle de rorquals communs dans le golfe du Saint-Laurent, bien qu'ils soient absents des zones couvertes de glace de façon saisonnière, comme dans l'estuaire du Saint-Laurent. À l'extérieur du golfe du Saint-Laurent, des vocalisations de rorqual commun ont été détectées dans toutes les zones ayant fait l'objet d'une surveillance, sauf dans un cas (eaux littorales au large du sud-ouest de Terre-Neuve), principalement d'août à mai (figure 5) (Delarue *et al.*, 2018). Des détections sporadiques effectuées à la fin du printemps et en été ont reflété le faible taux d'appels vocaux de l'espèce au cours de ces mois. Les parties extérieures du plateau continental des Grands Bancs et du plateau néo-écossais étaient celles où les taux de détection acoustique étaient les plus élevés.

Certains individus passent l'été près de Tadoussac, dans l'estuaire du Saint-Laurent, au Québec (Sergeant, 1977; Simard et Lavoie, 1999), où près de 130 d'entre eux y ont été photo-identifiés de 1986 à 2016. De ce nombre, environ 30 % sont considérés comme des résidents saisonniers, et les autres, comme des visiteurs réguliers ou occasionnels (Giard *et al.*, 2001). Depuis 1998, le taux de découverte de nouveaux individus par photo-identification s'est stabilisé à une moyenne de 0 à 4 nouveaux individus par année. En comparaison, d'autres sites du golfe du Saint-Laurent, notamment le détroit de Jacques-Cartier (voir la figure 6), abritent de grandes concentrations de rorquals communs de la fin du printemps à l'automne (Ramp *et al.*, 2014).

Au cours de la chasse à la baleine industrielle du 20^e siècle dans les eaux du Pacifique canadien, le rorqual commun était observé dans les eaux exposées de la côte extérieure (ouest de l'île de Vancouver et de Haida Gwaii, détroit d'Hécate et détroit de la Reine-Charlotte) et parfois dans des eaux plus protégées le long du littoral continental nord et du détroit de la Reine-Charlotte (Pike et MacAskie, 1969; Gregr et Trites, 2001; Ford, 2014). Seulement environ 17 % des prises des stations côtières de la Colombie-Britannique pour lesquelles des sites ont été notés se trouvaient sur le plateau continental (Gregr, 2004).

Les observations contemporaines de rorquals communs dans les eaux du Pacifique canadien se font principalement le long de la côte de la Colombie-Britannique, depuis les eaux à la rupture du plateau continental et hors de celui-ci jusqu'à l'extérieur de la zone économique exclusive (ZEE, 200 milles marins du littoral) à l'ouest, depuis les parties plus profondes du sud du détroit d'Hécate jusqu'à l'est de Haida Gwaii et l'ouest de l'entrée Dixon, au nord de Haida Gwaii, de même que dans les eaux côtières confinées de l'entrée Caamaño et du chenal Squally, au nord de la côte continentale (Williams et Thomas, 2007; Ford *et al.*, 2010a; Nichol et Ford, 2012; Ford, 2014; Best *et al.*, 2015; Harvey *et al.*, 2017; Nichol *et al.*, 2018) (voir les figures 7-10). Le chant du rorqual commun, produit principalement de la fin de l'été au début du printemps, a régulièrement été détecté par des instruments de surveillance acoustique passive déployés dans divers sites au large et sur la terre ferme le long de la côte de la Colombie-Britannique (Ford *et al.*, 2010b; Koot, 2015; Pilkington *et al.*, 2018) (voir la figure 11). Des observations et des enregistrements acoustiques de rorquals communs ont été effectués pendant tous les mois de l'année, avec un pic à la fin de l'été et à l'automne.

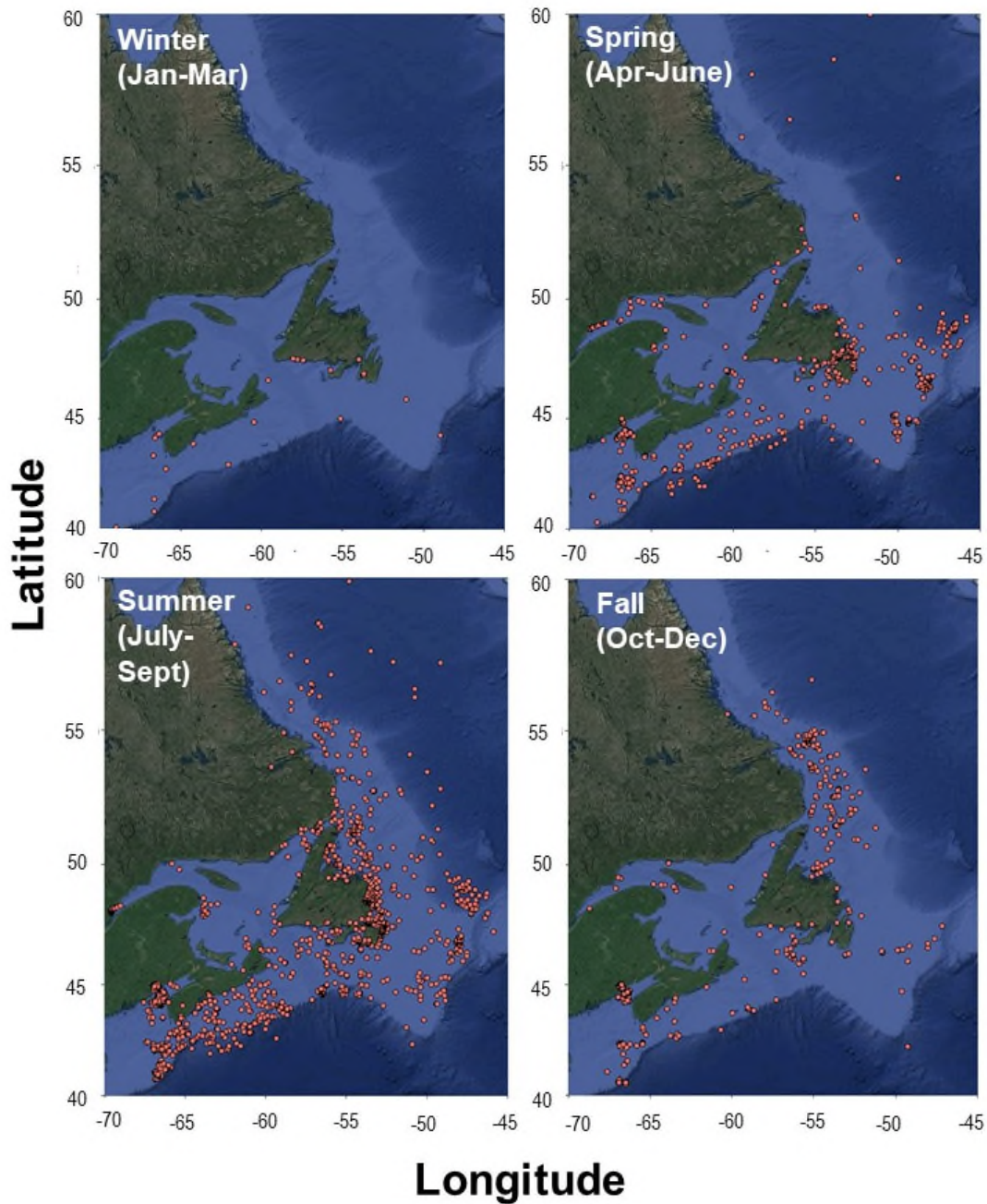
Zone d'occurrence et zone d'occupation

Le rorqual commun est une espèce très mobile qui est largement répandue dans les milieux hauturier et littoral. Dans le cas des rorquals communs des eaux canadiennes de l'Atlantique et du Pacifique, la zone d'occurrence est supérieure à 20 000 km², tandis que l'indice de zone d'occupation (IZO) est supérieur à 2 000 km².

Activités de recherche

Depuis le dernier rapport de situation, en 2005, il y a eu une augmentation considérable des activités de recherche sur les cétacés, y compris le rorqual commun, au large des côtes atlantique et pacifique. Les plus récentes sources de données disponibles pour évaluer l'aire de répartition de l'espèce au large de la côte atlantique comprennent deux relevés aériens à grande échelle effectués par le MPO en 2007 et en 2016 (figure 12), des relevés visuels par le MPO-Région du Québec (figure 4), des bases de données d'observations fortuites (figures 2 et 3) et des travaux de surveillance acoustique passive à grande échelle (figure 5).

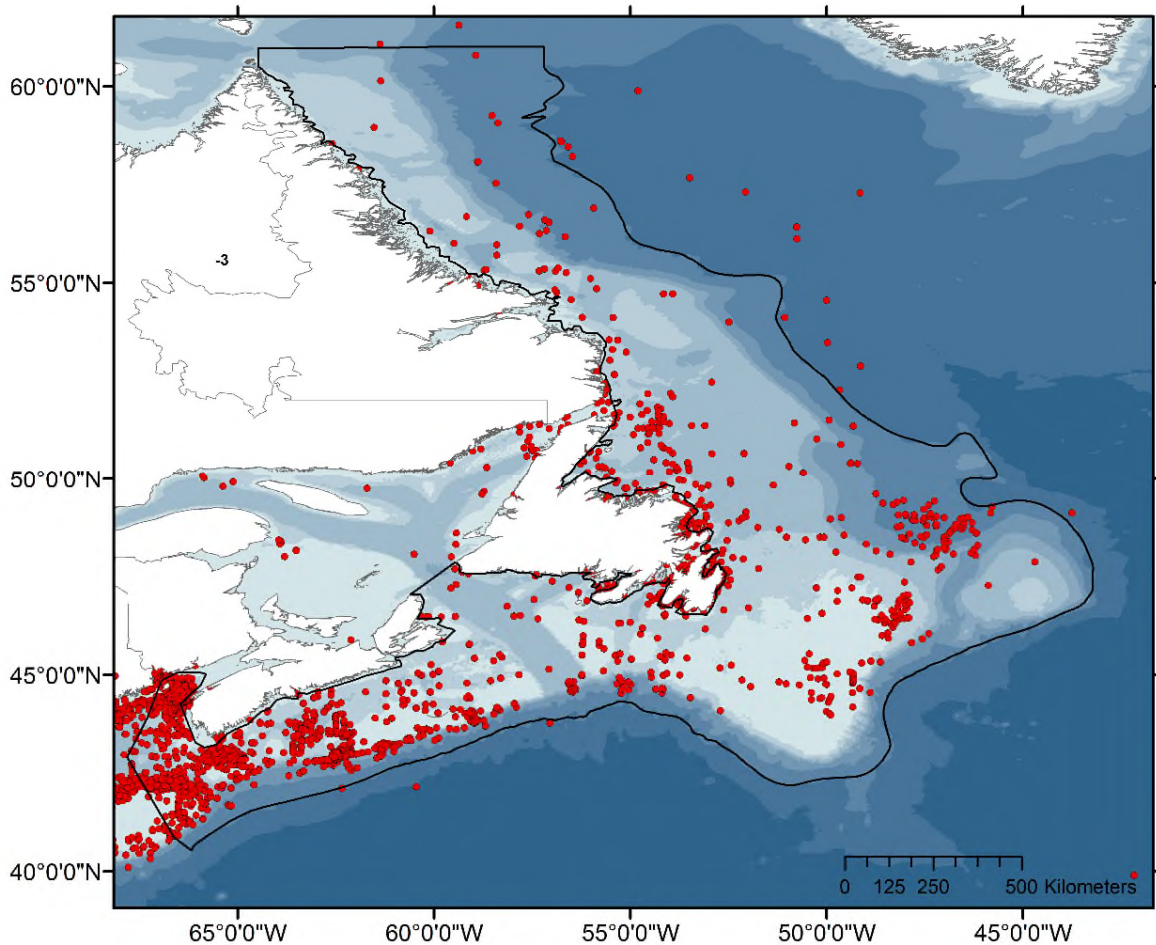
Bien qu'elle ne soit pas ajustée en fonction de l'effort, les bases d'observations fortuites du MPO dans l'Atlantique fournissent des données de répartition sur une plus grande échelle temporelle comparativement aux relevés aériens (figure 2). Ces derniers ont eu lieu en juillet et en août, lorsque l'abondance des rorquals communs dans les eaux canadiennes serait la plus élevée. Les données de relevés visuels indiquent des aires de plus grande densité sur la partie externe du plateau néo-écossais, au sud-est des Grands Bancs et près de la côte est de Terre-Neuve (Lawson et Gosslin, 2009). Les relevés du MPO-Région du Québec soulignent l'importance du golfe du Saint-Laurent pour cette espèce (figure 4).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Latitude = Latitude
 Longitude = Longitude
 Winter (Jan-Mar) = Hiver (janv.-mars)
 Spring (Apr-June) = Printemps (avril-juin)
 Summer (July-Sept) = Été (juil.-sept.)
 Fall (Oct-Dec) = Automne (oct.-déc.)

Figure 2. Observations de rorquals communs (1988-2016) d'après les bases de données d'observations fortuites du MPO-Région des Maritimes et du MPO-Région de Terre-Neuve-et-Labrador (d'après Moors-Murphy *et al.*, 2018; figure 6). Saisons : hiver (de janvier à mars, n = 31); printemps (d'avril à juin, n = 710); été (de juillet à septembre, n = 4,002); automne (d'octobre à décembre, n = 428). Graphiques gracieusement fournis par H. Moors-Murphy.

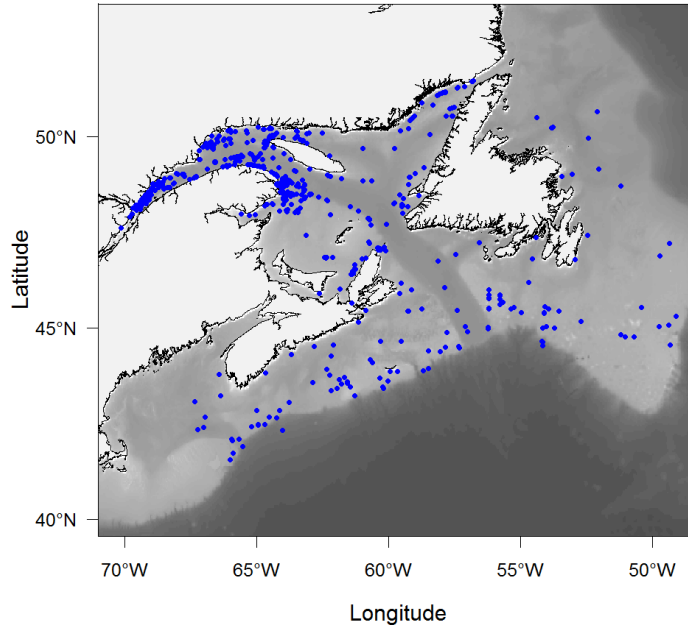


Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Kilometers = Kilomètres

xx W = xx O

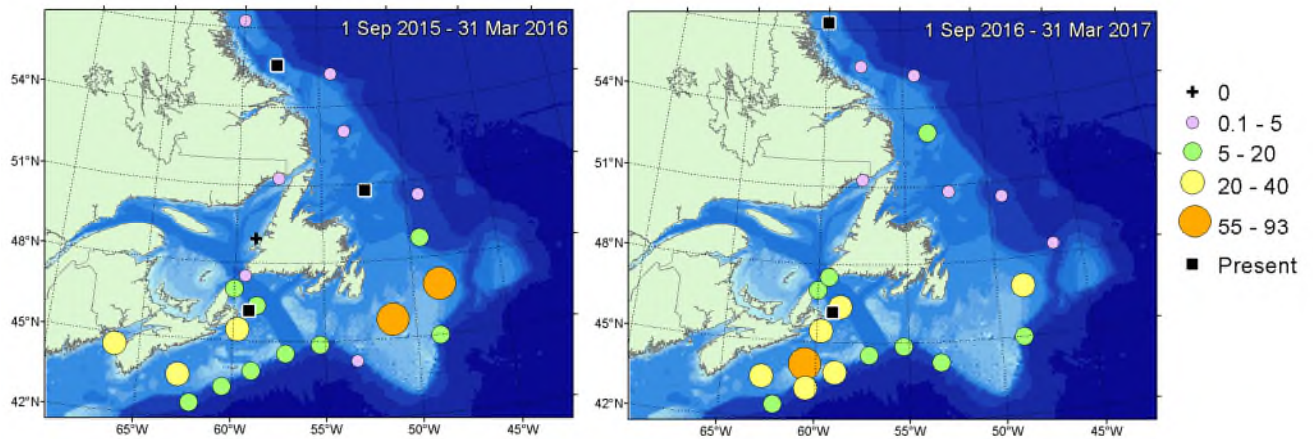
Figure 3. Observations de rorquals communs ($n = 9\ 860$) dans les eaux de l'Est du Canada en été (de juin à août) de 1975 à 2015. Les données proviennent des bases de données d'observations fortuites du MPO, de l'Ocean Biogeographic Information System (OBIS) et du North Atlantic Right Whale Consortium (NARWC). Cette carte met en évidence l'absence relative d'activités de relevé dans les eaux plus profondes de l'Atlantique Nord-Ouest. Modifié d'après la figure 34a dans Moors-Murphy *et al.* (2018), reproduite avec la permission de l'auteur.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Latitude = Latitude
 Longitude = Longitude
 xx° W = xx° O

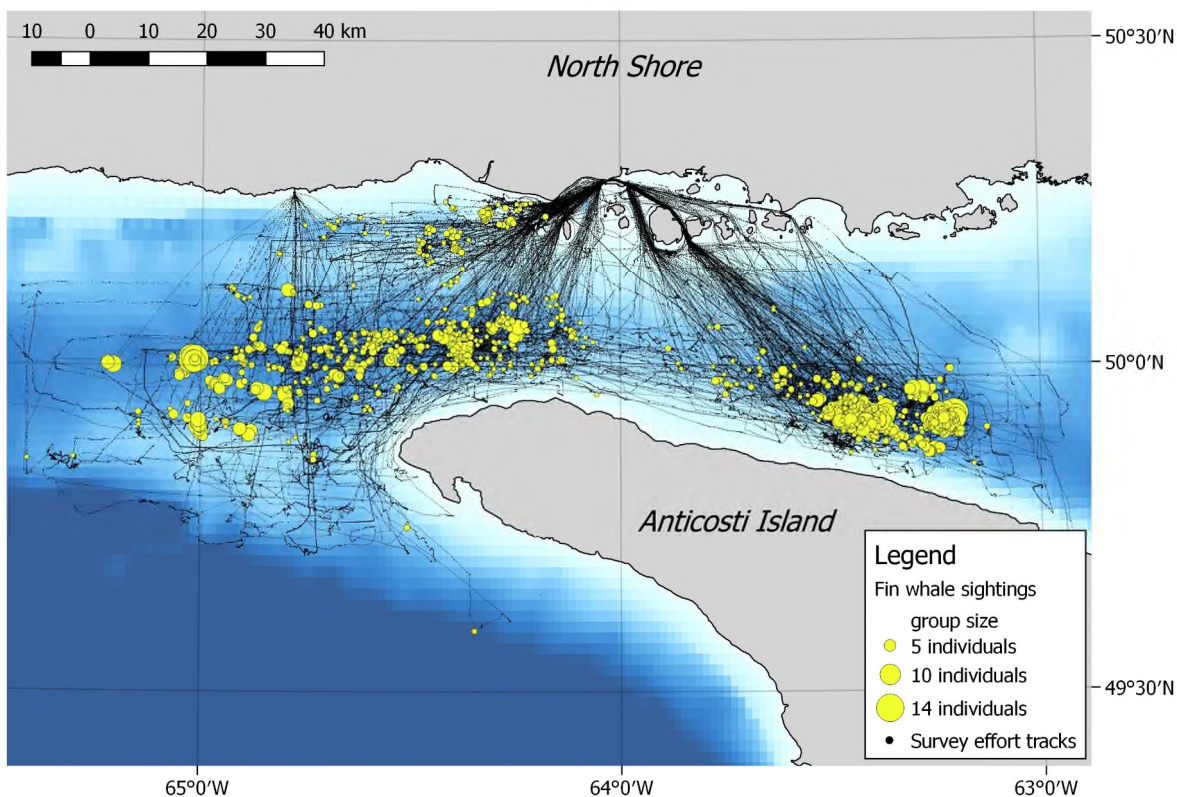
Figure 4. Observations de rorquals communs (n = 768) d'après 100 relevés effectués par le MPO-Région du Québec (68 relevés en mer et 32 relevés aériens) de 1995 à 2016 (comprend les données des projets TNASS et NAISS). L'estuaire du Saint-Laurent présente une forte concentration de rorquals communs; cependant, il a été couvert par presque tous les relevés en raison de l'importance accordée aux bélugas (A. Mosnier, J.F. Gosselin et J. Lawson, comm. pers.).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

1 Sep 2015-31 Mar 2016 = 1 sept. 2015-31 mars 2016
 1 Sep 2016-31 Mar 2017 = 1 sept. 2016-31 mars 2017
 Present = Présent
 xx° W = xx° O

Figure 5. Dénombrement horaire moyen de détections d'impulsions à 20 hz du rorqual commun aux stations où des données acoustiques ont été enregistrées en 2015-2016 (gauche) et en 2016-2017 (droite), d'après Delarue *et al.* (2018). Les carrés noirs indiquent les stations où des rorquals communs ont été identifiés manuellement, car la précision des détecteurs automatiques était inférieure au seuil de précision de 0,75.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

North Shore = Rive nord
 Anticosti Island = Île d'Anticosti
 Legend = Légende
 Fin whale sightings = Observations de rorquals communs
 Group size = Taille du groupe
 5 individuals = 5 individus
 10 individuals = 10 individus
 14 individuals = 14 individus
 Survey effort tracks = Lignes de relevés
 xx° W = xx° O

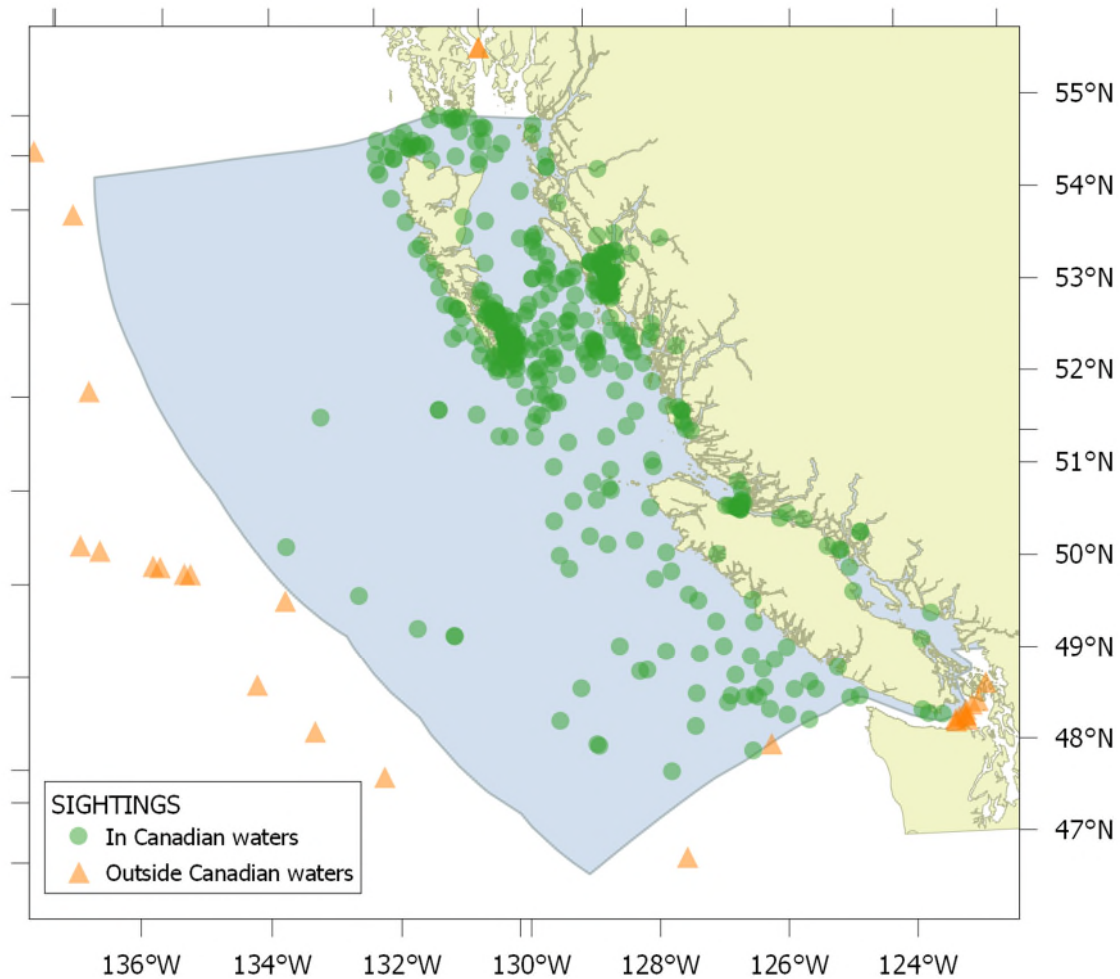
Figure 6. Observations de rorquals communs et relevés de la MICS (2007-2013) (MICS, données inédites).

Dans le cadre des travaux de surveillance acoustique, on a utilisé dans le golfe du Saint-Laurent quatre stations d'enregistrements autonomes pluriannuelles et quatre stations autonomes placées pour un an de 2010 à 2017 (Roy *et al.*, 2018), et un réseau de 20 stations d'enregistrement dans l'est du Canada d'août 2015 à juillet 2016 (figure 5) (Delarue *et al.*, 2018).

De nombreux organismes ont effectué des relevés visuels au large de la côte atlantique. Depuis 1979, la Station de recherche des îles Mingan (MICS, de l'anglais *Mingan Island Cetacean Study*) effectue chaque année des relevés estivaux dans le détroit de Jacques-Cartier, soit en moyenne 50 relevés quotidiens par année au cours de la dernière décennie qui couvrent de 10 000 à 16 000 kilomètres et qui correspondent à 450-800 heures d'observations. Le MPO a effectué des centaines de relevés dans le

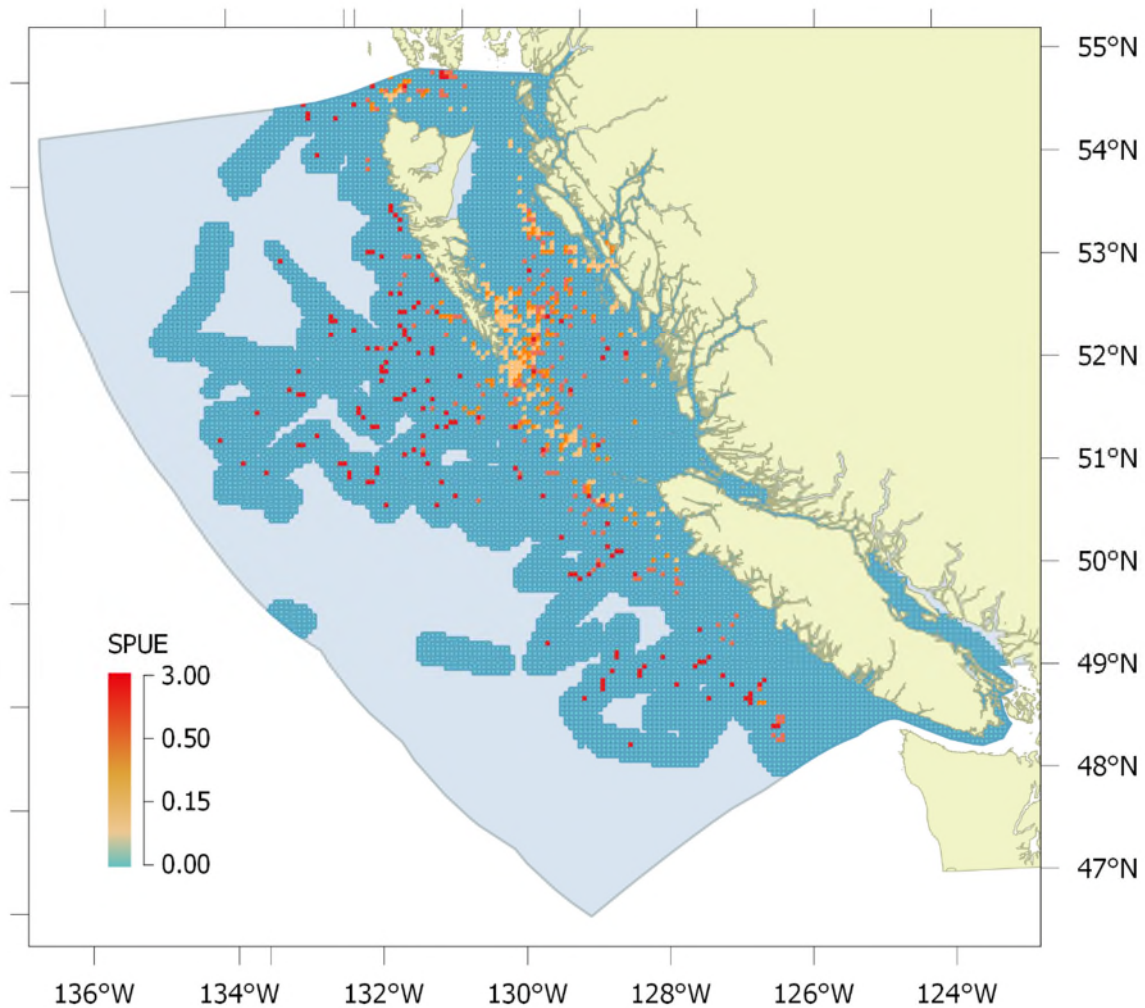
Canada atlantique sur de multiples espèces, dont le béluga (*Delphinapterus leucas*) dans l'estuaire du Saint-Laurent et le phoque du Groenland (*Phoca groenlandica*). Au cours des trois dernières décennies, trois relevés aériens ciblant de multiples espèces ont permis d'obtenir les estimations de l'abondance du rorqual commun utilisées dans le présent rapport. Kingsley et Reeves (1997) ont effectué des relevés par transects linéaires en 1995 et en 1996 dans le golfe du Saint-Laurent qui ont couvert 8 427 km et 3 676 km, respectivement. Des relevés réalisés en 2007 (Trans North Atlantic Aerial Sighting Survey [TNASS], un relevé de la mégafaune de l'ensemble de l'Atlantique Nord) et en 2016 (Relevé aérien international dans l'Atlantique Nord-Ouest ou NAISS, de l'anglais *Northwest Atlantic International Sighting Survey*) faisaient partie d'une initiative internationale visant à estimer l'abondance des cétacés dans l'ensemble de l'Atlantique Nord. Le TNASS a couvert toutes les eaux de l'est du Canada, depuis le nord du Labrador jusqu'à la limite du plateau continental, à l'exclusion de la baie de Fundy, ce qui correspond à un relevé sur un total de 46 803 kilomètres. Le NAISS a respecté de près la conception du TNASS, mais a inclus la baie de Fundy, ce qui a donné une couverture de 50 160 km.

Les activités de recherche visant à déterminer l'abondance et l'aire de répartition actuelles du rorqual commun dans les eaux canadiennes du Pacifique ont commencé au début des années 2000, avec la mise en œuvre de la *Loi sur les espèces en péril* du Canada et de son mandat de faciliter le rétablissement des cétacés inscrits à l'annexe 1 de cette loi. Le Réseau d'observation des cétacés de la Colombie-Britannique (ROCCB), géré conjointement par le MPO et l'Aquarium de Vancouver, a été établi en 2000 afin de compiler et d'archiver les observations du grand public, des marins et des biologistes sur le terrain (figure 7). Les travaux entrepris dans le cadre du Programme de recherche sur les cétacés du MPO (Station biologique du Pacifique, à Nanaimo, en Colombie-Britannique) comprennent des relevés annuels à bord de navires et, plus récemment, des relevés aériens des cétacés, le déploiement d'instruments autonomes d'enregistrement acoustique sous-marins pour la surveillance acoustique passive des vocalisations de cétacés, et l'expansion des programmes de photo-identification et de marquage satellite. Un total de 52 relevés systématiques à bord de navire ont été effectués par le MPO de 2002 à 2017, qui ont couvert un total de 69 180 km des eaux canadiennes du Pacifique, principalement sur le plateau continental (Ford *et al.*, 2010a; Programme de recherche sur les cétacés du MPO, données inédites; figure 8). Trente-quatre relevés aériens par transects linéaires ont été réalisés par le MPO de 2012 à 2015 (figure 9). Ces relevés, qui se limitaient aux eaux au large du sud-ouest de l'île de Vancouver, ont eu lieu tous les mois de l'année, sauf en avril, en mai et en août (Nichol *et al.*, 2017; figure 9). Les niveaux d'activité vocale du rorqual commun ont été examinés à partir de huit stations autonomes déployées par le MPO au large de la côte de la Colombie-Britannique de 2009 à 2015 (Pilkington *et al.*, 2018; figure 11). La Raincoast Conservation Foundation a fait part d'observations de rorquals communs sur plus de 5 000 km de relevés de cétacés par transects linéaires de 2004 à 2008 (Williams et Thomas, 2007; Best *et al.*, 2015; Harvey *et al.*, 2017; figure 10). Ces relevés se limitaient aux eaux du plateau continental et étaient effectués principalement durant les mois estivaux (d'avril à septembre).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :
 SIGHTINGS = OBSERVATIONS
 In Canadian waters = Dans les eaux canadiennes
 Outside Canadian waters = Hors des eaux canadiennes
 xx° W = xx° O

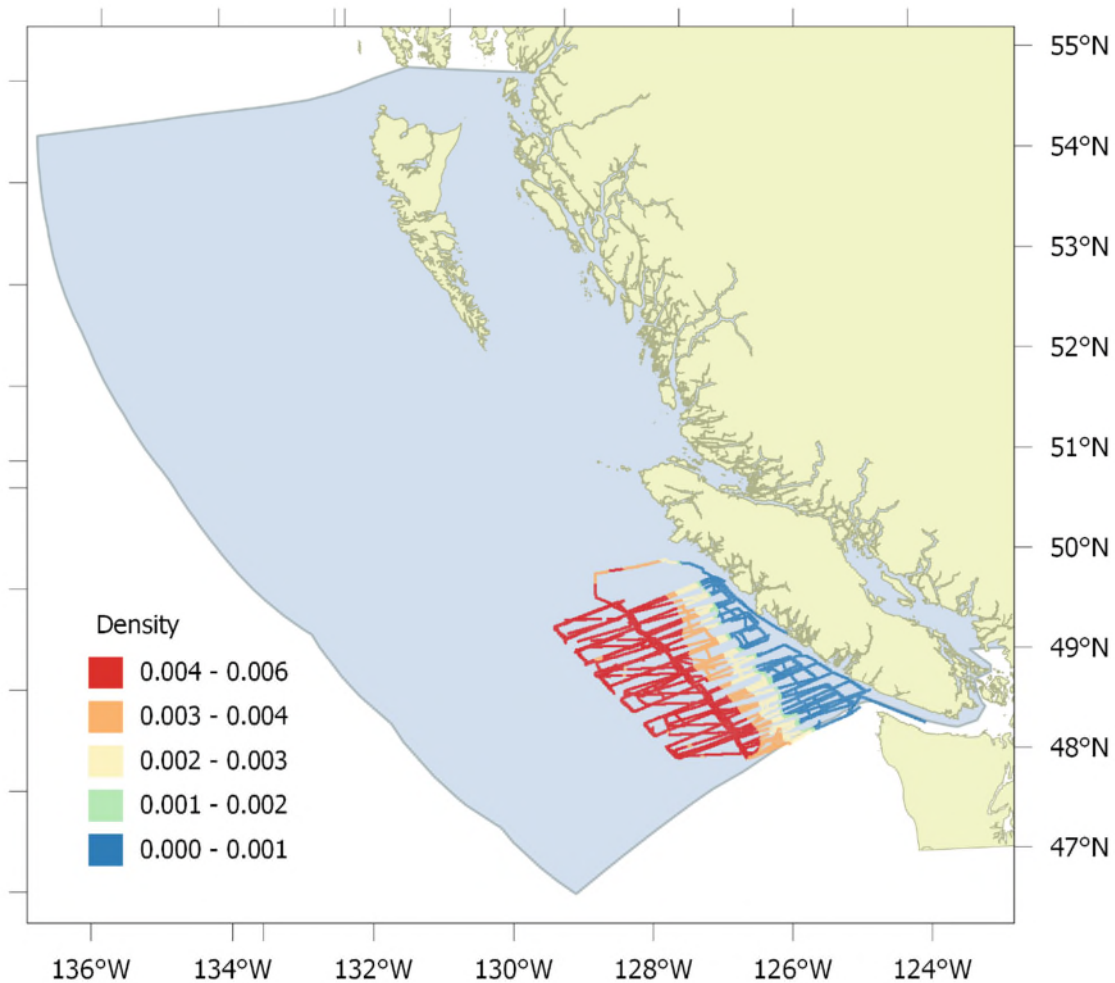
Figure 7. Observations de rorquals communs réalisées par le ROCCB de juillet 1983 à octobre 2017. Les points verts indiquent les observations faites dans les eaux canadiennes (n = 509), et les points orange, les observations faites à l'extérieur des eaux canadiennes (n = 26). Les points ombragés plus foncés illustrent des observations effectuées dans des sites qui se chevauchent. Ces données ne sont pas corrigées en fonction des activités d'observation et n'ont pas été recueillies systématiquement.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

SPUE = OPUE
 xx° W = xx° O

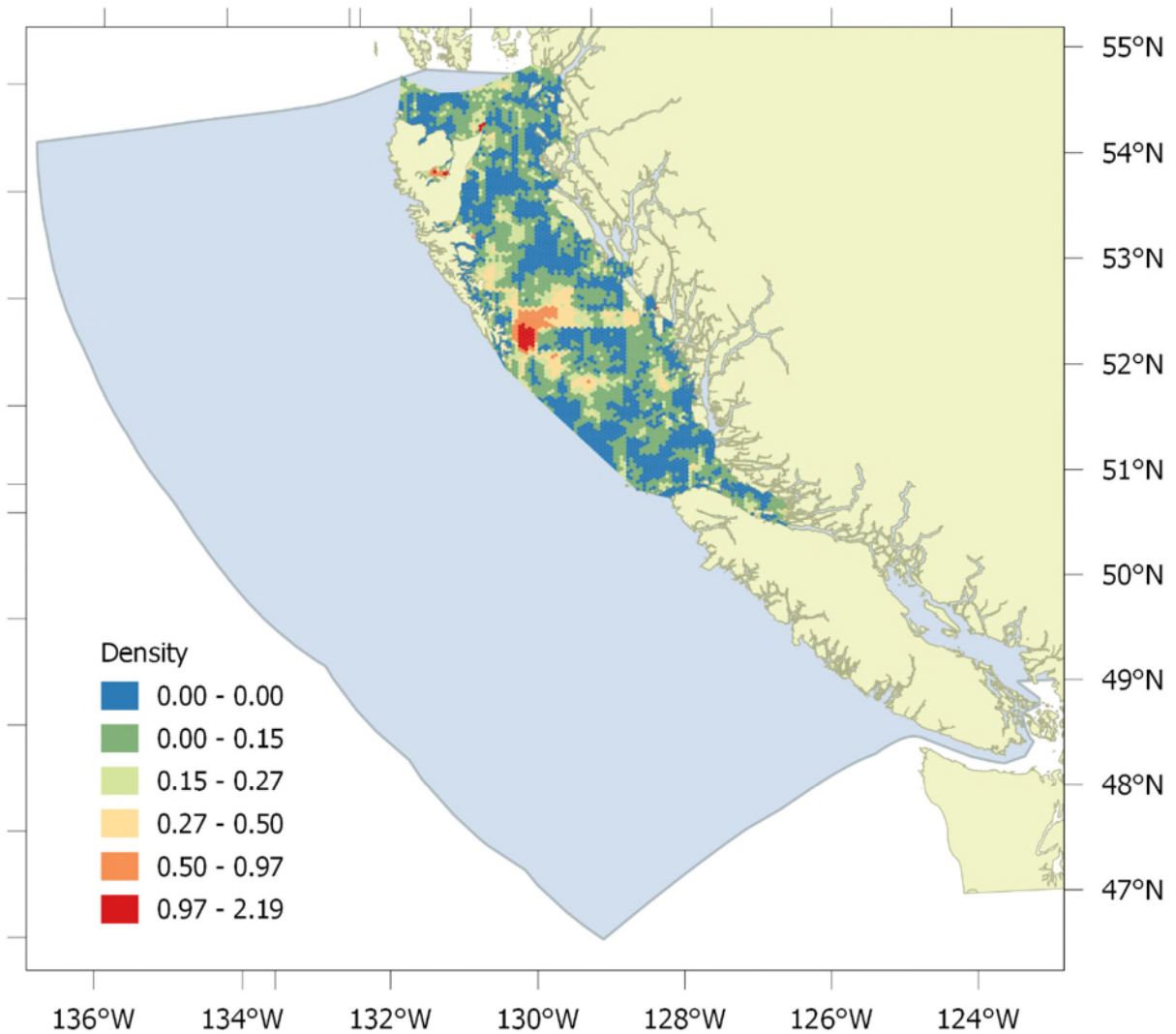
Figure 8. Observations de rorquals communs ($n = 902$) par unité d'effort (OPUE) d'après 52 relevés à bord de navires réalisés par le MPO de 2002 à 2017. Les données sur les activités et les observations sont résumées dans des carrés de grille de 25 km^2 , où la couleur indique l'OPUE (nombre d'observations effectuées dans le carré de grille divisé par la superficie cumulative ayant fait l'objet d'un relevé dans le carré de grille, corrigé pour tenir compte de la superficie totale du carré de grille). Données fournies par le Programme de recherche sur les cétacés du MPO pour le Pacifique (Nanaimo, Colombie-Britannique).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Density = Densité
xx° W = xx° O

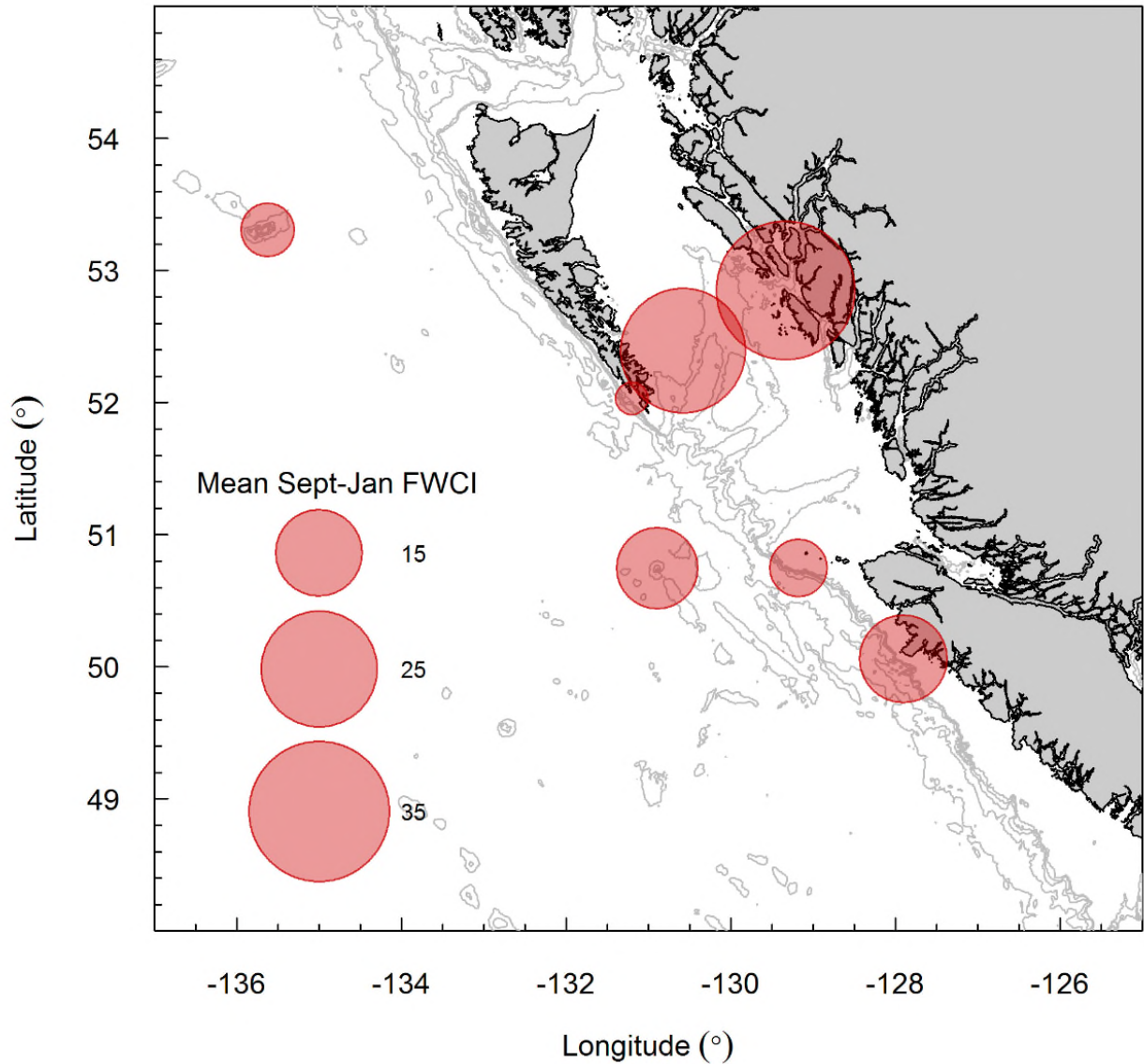
Figure 9. Estimations de la densité des rorquals communs au large de la côte ouest de l'île de Vancouver, d'après des relevés aériens du MPO menés de 2012 à 2015 (Nichol *et al.*, 2017). La densité est définie comme le nombre d'individus par kilomètre carré, dans un carré de grille de 1 km de côté. Données gracieusement fournies par L. Nichol et B. Wright (Programme de recherche sur les cétacés du MPO, Nanaimo, Colombie-Britannique).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Density = Densité
 xx° W = xx° O

Figure 10. Surface de densité continue des rorquals communs d'après Harvey *et al.* (2017), selon les données de relevés à bord de navires (2004-2008) de la Raincoast Conservation Foundation. La densité est définie comme le nombre d'individus par kilomètre carré, dans des carrés de grille de 13,86 km². Données provenant du site Web suivant : <http://seamap.env.duke.edu/dataset/1485>.



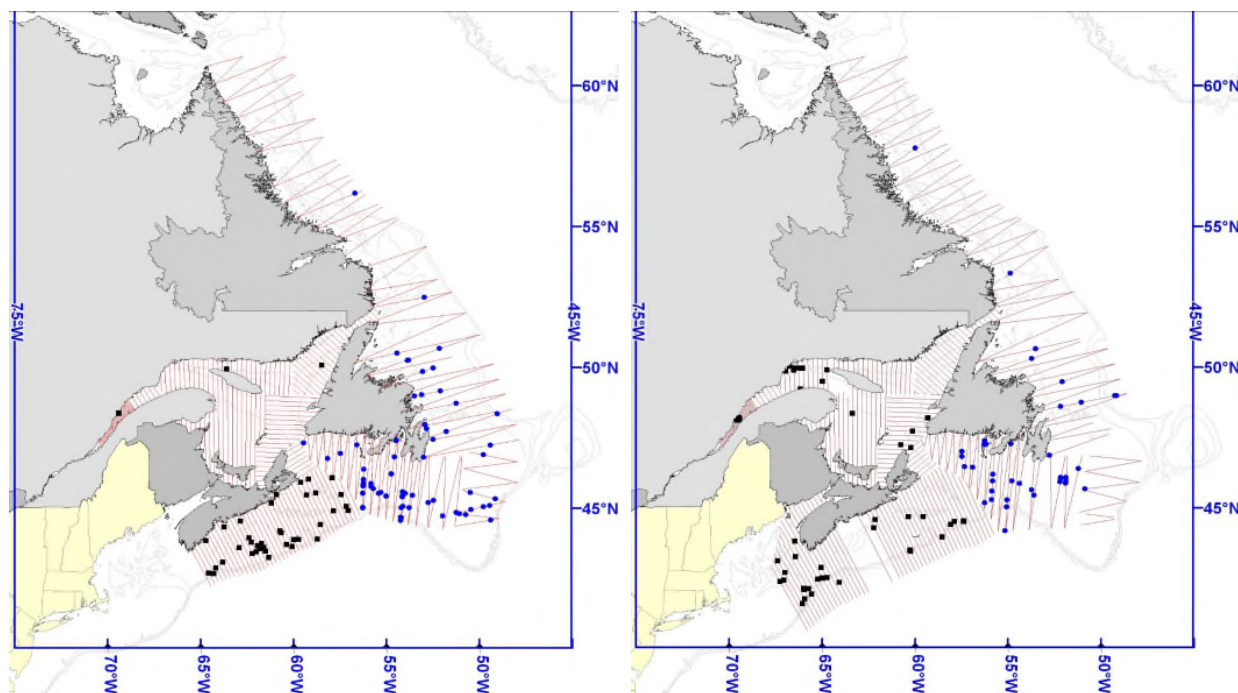
Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Latitude (°) = Latitude (°)

Longitude (°) = Longitude (°)

Mean Sept-Jan FWCI = AVRC moyenne de sept. à janv.

Figure 11. Activité vocale du roqual commun (AVRC) dans les sites de surveillance acoustique passive au large de la côte du Pacifique (de Pilkington *et al.*, 2018). La taille des cercles rouges est proportionnelle aux valeurs moyennes quotidiennes de l'indice de vocalisations (corrigées en fonction de la superficie et de la perte de transmission) du 1^{er} septembre au 31 janvier de toutes les années disponibles pour chaque site.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

xx° W = xx° O

Figure 12. Trajectoires de relevés et observations de rorquals communs selon le TNASS (gauche; été 2007) et le NAISS (droite; été 2016). Les points bleus correspondent aux strates de Terre-Neuve-et-Labrador, et les points noirs, aux strates du golfe du Saint-Laurent, du Cap-Breton, du plateau néo-écossais et de la baie de Fundy.

HABITAT

Pour bien connaître l'habitat des baleines à fanon, il faut tenir compte de tous les aspects du cycle vital de l'espèce, notamment les aires d'alimentation estivales ainsi que les aires d'accouplement et de mise bas hivernales. Il faut également prendre en considération les populations résidentes à l'année, de même que les besoins particuliers des diverses classes d'âge et de chaque sexe. Malheureusement, dans la plupart des cas, l'information dont nous disposons sur l'habitat du rorqual commun ne concerne que les aires d'alimentation estivales. Il existe peu d'information sur les sites d'hivernage et l'emplacement des aires d'accouplement et de mise bas (Folkens *et al.*, 2002; voir la section *Déplacements et dispersion*, ci-dessous).

Le rorqual commun semble fréquenter abondamment les deux côtes pendant les mois d'été. Bien que les populations des deux côtes semblent migrer vers le large et peut-être également vers le sud en hiver, elles ne sont pas complètement absentes des eaux canadiennes en hiver; des appels ont été enregistrés toute l'année aussi loin au nord que le milieu de la côte du Labrador (Delarue *et al.*, 2019) et toute l'année dans les eaux de la Colombie-Britannique (Koot, 2015; Pilkington *et al.*, 2018).

Besoins en matière d'habitat

L'habitat estival du rorqual commun se caractérise généralement par des zones abritant de fortes concentrations de proies (Kawamura, 1980; Gaskin, 1982). Woodley et Gaskin (1996) ont découvert que, dans la baie de Fundy, les rorquals communs sont principalement observés dans les eaux peu profondes au relief élevé et qu'il existe une corrélation entre les sites choisis et les concentrations de harengs et d'euphausiacés.

Au large du nord-est des États-Unis et dans la baie de Fundy, l'aire de répartition du rorqual commun est associée à des sites où les températures de surface sont basses durant les mois d'été (Woodley et Gaskin, 1996). On a noté une association avec les fronts océaniques dans plusieurs secteurs (Hain *et al.*, 1992; Doniol-Valcroze *et al.*, 2007) connus pour leur forte productivité biologique (Herman *et al.*, 1981).

Gaskin (1983) a noté que les rorquals communs disposaient d'abondantes réserves de nourriture à l'année à l'est de la Nouvelle-Écosse. Cette conclusion rejoint celle de Brodie (1975), qui a observé des rorquals communs à longueur d'année dans cette région. Elle est également corroborée par des rapports plus récents, qui font état de la présence de rorquals communs se nourrissant de hareng au large du cap Chebucto, en Nouvelle-Écosse, surtout en hiver (H. Whitehead, données inédites). Le signal vocal de 20 Hz, que l'on croit être un cri nuptial, est enregistré le plus souvent pendant les mois d'hiver dans l'Atlantique canadien (Moors-Murphy *et al.*, 2018). Les rorquals communs sont également couramment observés durant les mois d'été dans le canyon du Gully, à la limite du plateau néo-écossais (Whitehead, 2013).

Dans l'estuaire du Saint-Laurent, les conditions qui règnent à l'entrée du chenal Saint-Laurent sont idéales pour les euphausiacés. Ce secteur sert d'aire d'alimentation saisonnière à de nombreux mammifères marins, dont le rorqual commun (Simard et Lavoie, 1999). Dans le golfe du Saint-Laurent, l'aire de répartition de l'espèce est fortement corrélée aux fronts thermiques (Doniol-Valcroze *et al.*, 2007) et à d'autres caractéristiques océanographiques (Schleimer *et al.*, 2019), bien que toutes soient liées à la production primaire ou à la concentration d'espèces proies.

Dans le Pacifique canadien, on trouve des rorquals communs dans les eaux océaniques et côtières et, dans d'autres régions, leurs déplacements sont liés à l'aire de répartition des regroupements d'euphausiacés dont ils s'alimentent. Au cours de relevés aériens réalisés à l'ouest de l'île de Vancouver (figure 9), les rorquals communs ont surtout été observés sur le talus continental et au-delà du plateau continental, mais pas sur le plateau lui-même. Les rorquals communs se concentrent souvent le long du talus continental, en particulier près de la tête de nombreux canyons et fossés profonds au large de l'île de Vancouver et dans le détroit de la Reine-Charlotte. Ces canyons provoquent des remontées d'eau froide riche en nutriments qui améliorent la productivité primaire et secondaire et créent des tourbillons qui entraînent les euphausiacés et les concentrent au même endroit (Allen *et al.*, 2001; Nichol *et al.*, 2018). On observe souvent des densités particulièrement élevées de rorquals communs dans le sud-ouest du détroit d'Hécate pendant l'été et l'automne, associées à la profonde fosse de Moresby, qui s'étend ver le

nord-est depuis le talus continental au sud de Haida Gwaii jusqu'à la côte continentale nord près de l'entrée Caamaño (Harvey *et al.*, 2017; Nichol *et al.*, 2018; Pilkington *et al.*, 2018). On aperçoit aussi régulièrement des rorquals communs dans les eaux restreintes de l'entrée Caamaño et du chenal Squally adjacent, où ils se nourrissent d'euphausiacés dans les parties les plus profondes de ces anses en été et à l'automne (Keen, 2017; Nichol *et al.*, 2018).

La présence de rorquals communs à l'automne et à l'hiver donne à penser que les eaux de la Colombie-Britannique sont utilisées pour la parade nuptiale, l'accouplement et possiblement pour la mise bas en plus de l'alimentation. Le chant du rorqual commun, que l'on croit produit par les mâles pour faire la cour, est intense d'octobre à décembre, notamment dans le sud-ouest du détroit d'Hécate (Pilkington *et al.*, 2018). Ces mois chevauchent les mois de pointe estimés de l'accouplement et de la mise bas dans le Pacifique Nord. Les données sur la chasse à la baleine le long de la côte de la Colombie-Britannique indiquent que 75 % des mises bas ont lieu de la mi-octobre à la mi-février, avec un pic en décembre (G.C. Pike, données inédites; Koot, 2015).

En résumé, l'aire de répartition des proies détermine de façon générale celle du rorqual commun, au moins durant les mois estivaux. Toutefois, on a formulé l'hypothèse selon laquelle les chants produits par les mâles durant la période de reproduction visent à attirer les femelles dans des zones d'alimentation productives (Croll *et al.*, 2002), ce qui voudrait dire que l'alimentation peut avoir lieu pendant tout l'hiver. L'alimentation hivernale a été observée chez les rorquals communs de la Méditerranée (Canese *et al.*, 2006), et il existe de nombreuses preuves décrivant la présence hivernale des rorquals communs dans les zones des latitudes élevées, probablement liée à la disponibilité des proies (Mizroch *et al.*, 2009). L'idée que l'activité d'alimentation est plus faible en hiver qu'en été, bien qu'ayant fait l'objet de peu d'études, demeure généralement acceptée. Comme la chasse à la baleine était limitée aux mois d'été, on dispose de peu d'information sur les taux d'alimentation ou le contenu stomacal au cours des autres mois. Néanmoins, bien que la proportion d'estomac vide de rorquals communs capturés lors de chasses islandaises diminue au cours de la saison de chasse (de juin à septembre) (Vikingsson, 1997), l'épaisseur de la graisse continuait d'augmenter (Vikingsson, 1990) dans toutes les classes reproductrices sauf chez les mâles immatures, ce qui laisse penser que les individus continuent de s'alimenter en automne. Il se peut que le rorqual commun n'ait pas d'exigences différentes en matière d'habitat à d'autres moments de l'année, à l'exception de l'évitement de la glace de mer aux extrémités de son aire de répartition (Simon *et al.*, 2010).

Tendances en matière d'habitat

Il est difficile de décrire les changements survenus dans l'habitat d'une espèce pélagique migratrice au fil du temps dans un environnement fluide. Le rorqual commun paraît physiquement capable de se déplacer sur de vastes étendues à la recherche de parcelles d'habitat convenables. Ainsi, une altération localisée de l'habitat pourrait venir modifier l'aire de répartition spatiale de l'espèce sans toutefois réduire la superficie totale de l'habitat disponible. Les changements de la superficie totale de l'habitat disponible sont

plus susceptibles d'être liés aux tendances de la productivité à l'échelle du bassin. Les changements de la qualité ou de la disponibilité de l'habitat du rorqual commun se feront également en fonction des interactions trophiques entre les rorquals communs, leurs proies et leurs compétiteurs.

Les changements écosystémiques, comme le réchauffement des océans, ont déjà une incidence sur l'occurrence du rorqual commun. Les individus du golfe du Saint-Laurent ont déjà changé leur moment d'arrivée et de départ de cette aire d'alimentation à la suite d'une débâcle plus hâtive (Ramp *et al.*, 2015). De même, des changements des conditions de la glace de mer dans l'Arctique (possiblement associés à l'augmentation des populations) ont mené à des détections acoustiques de rorquals communs dans des zones de la mer des Tchoukches, en Alaska, qui n'étaient pas utilisées auparavant par cette espèce (Crance *et al.*, 2015).

BIOLOGIE

L'information qu'on possède sur la biologie du rorqual commun provient de diverses sources. Les données sur le cycle vital et la reproduction viennent principalement d'études sur la chasse à la baleine, bien que des recherches plus récentes sur le terrain ont permis d'accroître de façon importante nos connaissances sur l'aire de reproduction et la migration.

Cycle vital et reproduction

L'information que nous possédons sur la biologie de la reproduction des baleines vient principalement des individus capturés à l'époque de la chasse commerciale (Lockyer, 1984). Les rorquals communs des deux sexes parviennent à la maturité sexuelle à l'âge de 5 à 15 ans (Perry *et al.*, 1999), l'âge moyen enregistré étant de 6 à 7 ans chez les mâles et de 7 à 8 ans chez les femelles (Aguilar, 2002). Le degré d'ossification de la colonne vertébrale a été utilisé pour estimer la maturité physique à environ 25 ans chez les deux sexes (Aguilar et Lockyer, 1987). La durée de vie maximale peut atteindre 100 ans (Gambell, 1985).

Dans l'Atlantique canadien, de récents travaux de biopsie laissent penser que le sex-ratio des adultes dans le golfe du Saint-Laurent est biaisé en faveur des mâles (1,6:1) (Ramp *et al.*, 2014). Pour 27 des 40 petits catalogués par la MICS dans le golfe du Saint-Laurent de 2005 à 2015, on a procédé à une biopsie et on a déterminé leur sexe. Treize étaient des femelles, et 14, des mâles, ce qui donne à penser qu'il existe un ratio égal à la naissance (MICS, données inédites). Parmi les rorquals communs capturés pendant une courte période durant la chasse à la baleine au large de l'est du Canada de 1965 à 1971, 1 866 étaient des femelles, et 1 483, des mâles (Mitchell, 1974). Ce sex-ratio légèrement biaisé pourrait refléter une préférence pour les individus de plus grande taille. La détermination du sexe de 136 rorquals communs ayant été soumis à une biopsie au large de la côte de la Colombie-Britannique a permis de déterminer qu'il y avait 75 mâles et 61 femelles (1,2:1) (Frasier et Frasier, 2016).

La conception et la mise bas ont principalement lieu en hiver (Mizroch *et al.*, 1984; Folkens *et al.*, 2002). Des petits ont été observés au large du nord de la Norvège, ce qui laisse penser que l'eau chaude n'est pas nécessaire à la mise bas (Ingebrigtsen, 1929). Après une période de gestation de 11 à 12 mois, les femelles donnent naissance à des baleineaux d'une longueur moyenne de 6 m. Au sevrage, soit vers l'âge de 6 ou 7 mois, les petits mesurent en moyenne 11,5 m (Omura, 1950; Gaskin, 1976; Ratnaswamy et Winn, 1993). Les femelles restent généralement au repos pendant une période de 6 mois après le sevrage d'un baleineau. Agler *et al.* (1993) ont établi à 2,71 ans l'intervalle moyen entre les naissances (n = 13) chez les rorquals communs du golfe du Maine. Les petits qui naissent à des latitudes inférieures suivent vraisemblablement leur mère dans les aires d'alimentation et sont sevrés au cours de leur premier été.

Selon les estimations d'Aguilar (2002), le taux de gravidité varierait de 38 à 50 % des femelles adultes. Pour leur part, Agler *et al.* (1993) ont estimé le taux de reproduction annuel brut des rorquals communs du golfe du Maine à 8 %, d'après les données de photo-identification.

Le taux de survie apparent des rorquals communs (1+ an) dans le golfe du Saint-Laurent a été estimé à 0,955 (IC à 95 % : 0,936-0,969) de 1990 à 2010 (Ramp *et al.*, 2014). La survie apparente ne permet pas de faire la distinction entre la mortalité et l'émigration permanente, de sorte que le taux de survie réel peut être plus élevé, comme on peut s'y attendre pour un prédateur à longue durée de vie (Ramp *et al.*, 2014). Le taux de mortalité naturelle des rorquals communs adultes a été estimé à 4 % (Doi *et al.*, 1970; Lockyer et Brown, 1979; Ratnaswamy et Winn, 1993). Il ne semble pas y avoir d'information sur les taux de survie des petits et des juvéniles. La survie apparente des rorquals communs au large de la Colombie-Britannique a été estimée à 0,945 (IC à 95 % : 0,587-0,995) de 2009 à 2014 (Nichol *et al.*, 2018).

La durée d'une génération a été estimée à 25 ans à partir de l'âge moyen des femelles sexuellement matures d'après les calculs de Lockyer *et al.* (1977).

Physiologie et adaptabilité

Il a été montré que le rorqual commun consomme une grande variété d'espèces, dont plusieurs espèces de petits poissons en banc et d'euphausiacés (Gavrilchuck *et al.*, 2014). La capacité d'inclure plusieurs espèces dans son alimentation montre que le rorqual commun a une certaine flexibilité dans sa stratégie d'alimentation. Cela peut permettre à l'espèce de s'adapter à des diminutions de certaines proies.

Le rorqual commun est capable de nager à grande vitesse pendant de longues périodes, ce qui constitue la principale stratégie d'évasion des individus lorsqu'ils sont poursuivis par des épaulards (*Orcinus orca*) (Ford et Reeves, 2008). On a récemment soulevé l'hypothèse selon laquelle le rorqual commun a une capacité auditive qui s'étend à 10 kHz, soit bien au-delà de ses vocalisations typiques à basse fréquence (~ 20 Hz) (Cranford et Krysl, 2015). Cela peut faciliter la détection acoustique et l'évitement subséquent des épaulards à distance.

Déplacements et dispersion

On a longtemps supposé que les rorquals communs migrent entre leurs aires d'alimentation estivales, qui se trouvent sous dans les latitudes élevées, et les aires d'accouplement et de mise bas hivernales, situés dans des latitudes plus basses (Macintosh, 1965; Sergeant, 1977). Cependant, il est maintenant reconnu que les déplacements migratoires du rorqual commun sont plus complexes et incluent une variété de profils, depuis des populations sédentaires effectuant des déplacements limités, comme celles de la mer de Cortez et de la mer Méditerranée, jusqu'aux populations qui migrent sur de grandes distances, comme celles du centre de l'Atlantique Nord (Silva *et al.*, 2013; Geijer *et al.*, 2016).

Dans l'ouest de l'Atlantique Nord, il y a très peu d'indices de migration à grande échelle chez les rorquals communs. De récentes études acoustiques réalisées dans le plateau néo-écossais et au large des côtes de Terre-Neuve et du Labrador ont permis d'enregistrer des vocalisations quotidiennes tout le long de l'hiver (Delarue *et al.*, 2018; Moors-Murphy *et al.*, 2018), ce qui appuie les observations fortuites réalisées toute l'année durant les dernières décennies au large de la Nouvelle-Écosse et de Terre-Neuve (figure 2). De même, une étude acoustique sur sept ans (2010-2017) dans le golfe du Saint-Laurent a permis d'enregistrer chaque année des rorquals communs de janvier à avril dans une station au nord des Îles-de-la-Madeleine (Roy *et al.*, 2018), bien qu'on n'ait pas enregistré de rorquals communs dans l'estuaire couvert de glace au cours de la même période. Toutefois, l'espèce a été observée dans l'estuaire durant les mois hivernaux lors de relevés aériens (J.F. Gosselin, comm. pers.). L'occurrence du rorqual commun en hiver dans le golfe du Saint-Laurent est très probablement déterminée par la couverture de la glace, qui a diminué au cours des 30 dernières années et qui a connu des variations annuelles considérables (Galbraith *et al.*, 2012). Dans le contexte d'une plus grande diminution de la glace de mer et d'une hausse des températures de l'eau à l'avenir (IPCC, 2013), les rorquals communs pourraient demeurer dans le golfe du Saint-Laurent toute l'année (Ramp *et al.*, 2015). D'autres travaux récents de surveillance acoustique ont révélé peu de changement dans l'occurrence acoustique des rorquals communs au large de la côte est du Canada de l'automne au printemps, au-delà de ce qui peut être attribué aux changements saisonniers des taux d'appel (Delarue *et al.*, 2019). Ces données indiquent qu'une proportion inconnue, mais possiblement importante, des rorquals communs passant l'été dans les eaux de l'est du Canada y restent en hiver, et qu'ils peuvent ajuster leur aire de répartition en fonction des changements de la répartition des proies et de la présence de glace de mer dans les régions septentrionales. La présence de rorquals communs au large de la Nouvelle-Écosse en hiver a été décrite pour la première fois par Mitchell (1974)

et par Sergeant (1977), qui ont émis l'hypothèse qu'il pourrait s'agir des individus du golfe du Saint-Laurent forcés de se déplacer hors du golfe à cause de la glace de mer. Par conséquent, les sources de données historiques et récentes donnent à penser que le rorqual commun est présent toute l'année au large de l'est du Canada.

Dans l'est du Pacifique Nord, les profils de migration des rorquals communs sont tout aussi complexes et mal compris. Bien qu'il y ait des preuves d'un déplacement général de l'aire de répartition vers le nord en été et vers le sud en hiver, on peut trouver des rorquals communs dans l'ensemble de l'aire de répartition tout au long de l'année (Mizroch *et al.*, 2009). Selon des études à long terme dans la Southern California Bight, les rorquals communs sont présents toute l'année et certains individus demeurent de façon prolongée (30 jours ou plus) dans des aires localisées et sont fidèles à la région au fil des ans (Falcone et Schorr, 2014; Scales *et al.*, 2017). Dans les eaux canadiennes du Pacifique, les rorquals communs sont également présents toute l'année (Ford *et al.*, 2010a, b; Pilkington *et al.*, 2018), et des études de photo-identification ont révélé la fidélité du site au fil des ans et des périodes prolongées de résidence de certains individus dans des zones côtières particulières (p. ex. entrée Caamaño) (Ford, 2014; Nichol *et al.*, 2018).

Composition du régime alimentaire

Le rorqual commun se nourrit de tout un éventail de proies. Dans l'hémisphère Nord, il mange généralement de petits invertébrés, des poissons rassemblés en bancs et des calmars (Jefferson *et al.*, 1993; Bannister, 2002). L'information existante corrobore l'hypothèse de Gambell (1985), selon laquelle le régime alimentaire du rorqual commun dépend tout autant de l'abondance des proies que des préférences de l'animal.

Dans les eaux du Canada atlantique, le rorqual commun se nourrit principalement de crustacés de l'ordre des euphausiacés et de capelans (*Mallotus villosus*). Les euphausiacés sont plus abondants au début de l'année, alors que la proportion de capelans s'accroît au plus tard dans l'été (Sergeant, 1966). Le capelan semble dominer le régime alimentaire de l'espèce au large de Terre-Neuve et du Labrador (Mitchell, 1975; Brodie *et al.*, 1978; Whitehead et Carscadden, 1985). Dans la baie de Fundy, les euphausiacés deviennent la principale proie dès que les concentrations sont suffisamment denses dans les eaux de surface (Gaskin, 1983). On peut présumer que les rorquals communs de l'estuaire du Saint-Laurent tirent parti des fortes concentrations locales d'euphausiacés et des bancs de capelans qui y sont associés (Simard et Lavoie, 1999). Une évaluation du régime alimentaire du rorqual commun dans le golfe du Saint-Laurent à l'aide d'une analyse isotopique stable d'échantillons de peau prélevés sur 19 ans a révélé une proportion croissante de krill (*Meganyctiphanes norvegica*) et de lançons (*Ammodytes americanus*) dans la dernière partie de l'étude, mais aussi un important chevauchement alimentaire avec le rorqual bleu et le petit rorqual (Gavrilchuk *et al.*, 2014). Bien que le hareng ne figure pas en bonne place dans cette étude, on a également observé des rorquals communs se nourrissant de hareng au large de la Nouvelle-Écosse (H. Whitehead, données inédites).

Dans le Pacifique Nord, le régime alimentaire du rorqual commun est généralement dominé par les euphausiacés (70 %). Viennent ensuite les copépodes (25 %), puis des poissons et des calmars (Kawamura, 1980). On observe une tendance semblable dans les eaux canadiennes du Pacifique, les poissons ne représentant qu'une portion négligeable de leur alimentation. Des 965 estomacs de rorquals communs contenant de la nourriture qui ont été examinés de 1955 à 1967 à la station baleinière de Coal Harbour, dans le nord-ouest de l'île de Vancouver, 96 % contenaient des euphausiacés, et 4 %, des copépodes. Des poissons et des calmars ont été notés dans moins de 1 % des estomacs. Deux espèces d'euphausiacés se sont révélées les proies prédominantes, le *Thysanoessa spinifera* et l'*Euphausia pacifica*, bien que leur proportion ait varié au cours de la saison de chasse et d'une année à l'autre (G.C. Pike, données inédites, d'après Ford, 2014).

Relations interspécifiques

Les sources de mortalité naturelle comprennent la prédation par les épaulards (Jefferson *et al.*, 1991) et peut-être par des requins qui s'attaquent aux nouveau-nés (Weller, 2018). Bien que les rorquals communs soient connus pour être chassés par des épaulards qui se nourrissent de mammifères, ils ont une réaction de « fuite » efficace qui les rend peu susceptibles d'être poursuivis régulièrement comme proies (Ford et Reeves, 2008).

En raison du chevauchement mondial de l'aire de répartition et du régime alimentaire du rorqual commun avec d'autres baleines à fanons, une compétition interspécifique est probable (Aguilar et Lockyer, 1987). Les groupes mixtes de rorquals communs et de rorquals bleus sont courants, et les hybrides sont fréquents (Bérubé et Aguilar, 1998). Au moins un hybride de rorqual bleu et de rorqual commun a été confirmé dans les eaux canadiennes de l'Atlantique (Bérubé *et al.*, 2017).

Dans la baie de Fundy et au large de Terre-Neuve, on a observé des rorquals communs et des rorquals à bosse s'alimenter dans les mêmes aires (Whitehead et Carlson, 1988; Katona *et al.*, 1993). Des rorquals communs ont également été associés à des baleines franches de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*) dans la partie inférieure de la baie de Fundy (Woodley et Gaskin, 1996) et dans le plateau néo-écossais (Mitchell *et al.*, 1986). Whitehead et Carlson (1988) ont noté la possibilité d'interférence et de compétition d'exploitation entre le rorqual à bosse et le rorqual commun lorsque les individus se nourrissent de capelans. Dans le golfe du Saint-Laurent, l'aire de répartition du rorqual commun chevauche celle du rorqual à bosse (Doniol-Valcroze *et al.*, 2007) dans le temps et l'espace (Ramp *et al.*, 2015).

Dans les eaux du plateau continental de l'est du Pacifique Nord, dont le Pacifique canadien, les rorquals communs se nourrissent fréquemment en sympatrie avec les rorquals bleus, tous deux ciblant les euphausiacés (Ford *et al.*, 2010a; Friedlaender *et al.*, 2015). Dans les eaux du plateau continental et les eaux littorales le long de la côte de la Colombie-Britannique, les rorquals communs sont souvent observés près de rorquals à bosse ou mélangés à ceux-ci pour se nourrir d'euphausiacés (voir par exemple Keen, 2017). Pike (données inédites, d'après Ford, 2014) a observé que les rorquals communs

capturés lors de la chasse à la baleine au large de la côte de la Colombie-Britannique se nourrissaient principalement d'*E. pacifica*, tandis que les rorquals à bosse à proximité ciblaient les *T. spinifera*, probablement à de plus faibles profondeurs.

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Les progrès technologiques réalisés à la fin des années 1800 ont permis aux chasseurs de tuer et d'immobiliser efficacement le rorqual commun, baleine rapide qui, une fois morte, tend à couler (Tonnessen et Johnsen, 1982). Les stocks ont été surexploités et gravement décimés dans l'Atlantique, dans le Pacifique et, de fait, dans toute l'aire de répartition de l'espèce. Il n'existe aucune estimation fiable de l'effectif des populations avant l'avènement de la chasse.

Activités et méthodes d'échantillonnage

Dans l'Atlantique canadien, deux relevés aériens à grande échelle ont été effectués en 2007 (TNASS – Trans Atlantic Aerial Sighting Surveys) et en 2016 (NAISS – North Atlantic Sighting Surveys) couvrant, pour la première fois, toutes les eaux de l'est du Canada, depuis la côte jusqu'à la limite des 200 milles marins de la Nouvelle-Écosse au nord du Labrador (Lawson et Gosselin, 2009, 2018).

La Station de recherche des Îles Mingan (MICS) photo-identifie les rorquals communs à l'aide de marques naturelles depuis 1982 et effectue des études annuelles sur l'espèce de juin à octobre dans le nord du golfe du Saint-Laurent. Les activités annuelles de photo-identification de rorquals communs étaient limitées jusqu'en 2003, mais ont augmenté et demeurent stables depuis 2004. La photographie numérique a considérablement accru la capacité d'identifier les individus. La plus grande partie des activités se déroulent dans le détroit de Jacques-Cartier, et les travaux se sont intensifiés dans la région de Gaspé au cours des dernières années.

Dans le Pacifique canadien, la Raincoast Conservation Foundation a réalisé des relevés par transects linéaires dans les eaux du plateau continental de 2004 à 2008. Ces relevés ont permis d'estimer l'abondance des rorquals communs grâce à des méthodes d'échantillonnage par distance de Williams et Thomas (2007), en utilisant les relevés de 2004 et de 2005, et de Best *et al.* (2015), en utilisant les relevés de 2004 à 2008. Le Programme de recherche sur les cétacés du MPO dans le Pacifique (Station biologique du Pacifique, Nanaimo, Colombie-Britannique) photo-identifie des rorquals communs dans les eaux canadiennes du Pacifique depuis 2000, principalement dans les eaux du plateau continental. De récentes données de photo-identification (2009-2014) de cette étude ont permis d'évaluer l'abondance, l'aire de répartition et les déplacements de la population de rorquals communs (Nichol *et al.*, 2018).

Abondance

Au moins 15 365 rorquals communs ont été capturés au Canada atlantique de 1898 à 1972, la plus grande partie (87,3 %) au large de Terre-Neuve-et-Labrador (Moors-Murphy *et al.*, 2018). Environ 200 individus ont été capturés dans le golfe du Saint-Laurent de 1911 à 1915 (Mitchell, 1974). Au cours des trois dernières générations (c.-à-d. depuis 1942), 6 964 rorquals communs ont été pris dans les eaux de l'est du Canada, dont 3 681 ont été tués au large de Terre-Neuve et du Labrador de 1942 à 1951 (Mitchell, 1974).

Mitchell (1974) a estimé une population de 6 790 et de 11 984 rorquals communs dans l'Atlantique Nord-Ouest en 1966 et en 1967, respectivement, en utilisant des méthodes imprécises de marquage et de recapture, et une population de 6 620 (1966) et de 7 205 individus (1967) sur le plateau continental au moyen d'observations à bord de navires. Ces estimations font appel à des méthodes aujourd'hui dépassées mais, avec les statistiques sur les prises, elles donnent à penser que la population de l'Atlantique Nord-Ouest en 1942 était de l'ordre de 5 000 à 10 000 animaux.

Bien qu'il n'existe aucune estimation de l'abondance actuelle des rorquals communs dans l'ensemble de l'Atlantique Nord, des estimations raisonnablement récentes sont disponibles pour plusieurs régions. Ces estimations, décrites ci-dessous, totalisent environ 60 000 rorquals communs pour l'Atlantique Nord. À titre de comparaison, de 1900 à 1999, un total de 72 069 rorquals communs ont été capturés dans l'Atlantique Nord (Rocha *et al.*, 2014). Dans l'ensemble, les rorquals communs semblent s'être rétablis au moins en partie de la chasse à la baleine dans l'Atlantique Nord, bien que l'ampleur de ce rétablissement soit incertaine en raison de l'abondance inconnue avant l'exploitation.

En 2007, l'abondance de rorquals communs dans les zones côtières de l'ouest du Groenland a été estimée à 4 468 individus (IC à 95 % : 1 343-14 871) (Heide-Jorgensen *et al.*, 2010). Cette estimation pourrait être beaucoup plus élevée si les zones au large du détroit de Davis (bordant les eaux canadiennes) avaient été incluses. Les meilleures estimations disponibles de l'abondance récente pour le centre et l'est de l'Atlantique Nord sont les suivantes : 1) l'estimation de 2001 de 25 800 individus (CV = 0,125) dans l'est du Groenland et l'Islande, l'île Jan Mayen et la région des îles Féroé (Pike *et al.*, 2007); 2) l'estimation de 2016 de 18 100 individus (CV = 0,38) dans la région de l'Espagne, du Portugal et des îles britanniques (Hammond *et al.*, 2017). La NOAA a estimé le stock de rorquals communs de l'Atlantique Nord-Ouest à 1 618 individus (CV = 0,33), d'après des relevés de 2011 depuis la Floride jusqu'à la baie de Fundy (Palka, 2012). Il n'existe actuellement aucune donnée montrant un lien possible entre les populations de l'Atlantique Nord-Ouest et celles du centre et de l'est de l'Atlantique Nord (Mitchell, 1974; Sergeant, 1977).

Dans l'Atlantique canadien, Lawson et Gosselin (2009) ont fourni une estimation non corrigée de 1 352 rorquals communs (IC à 95 % : 821-2 226) d'après le relevé aérien du TNASS, qui couvrait les eaux du plateau continental au large de la côte est, du Labrador à la Nouvelle-Écosse. Il s'agit certainement d'une sous-estimation de l'abondance réelle, car les biais de perception et de disponibilité (c.-à-d. les individus à la surface ou sous l'eau qui

n'ont pas été notés par les observateurs) n'ont pas été pris en compte. En 2016, la même région a fait l'objet d'un relevé selon la même méthodologie et a donné une estimation non corrigée de 1 664 baleines (IC à 95 % : 807-3 451; Lawson et Gosselin, comm. pers.). D'autres études sont prévues pour obtenir des facteurs de correction qui seront ensuite appliqués aux deux relevés (Lawson et Gosselin, 2018). Dans la littérature, on souligne que les biais combinés de disponibilité et de perception pour les rorquals communs pourraient être un facteur multiplicatif d'environ 0,44 (Palka, 2005) à 0,86 (Heide-Jorgensen *et al.*, 2010), mais les deux biais peuvent varier entre les relevés à cause des variations des observateurs, des conditions météorologiques, de la plateforme et de la conception du relevé.

L'étude de photo-identification de la MICS sur les rorquals communs du nord du golfe du Saint-Laurent a servi à estimer la survie, l'abondance démographique et les tendances. Pour la période de 2004 à 2010, la taille de la « super population »¹ était de 328 individus (CI à 95 % : 306-350, sans compter les baleineaux; Ramp *et al.*, 2014). On croit qu'il s'agit là d'une estimation minimale du nombre d'individus fréquentant le golfe du Saint-Laurent en été (MICS, données inédites). Le résultat n'est pas beaucoup plus élevé que le nombre total d'individus photo-identifiés au cours de cette période (n = 290). En date de septembre 2017, le registre de photo-identification du MICS comptait 541 individus, dont 444 ayant été observé au moins une fois de 2004 à 2016. Le nombre moyen de baleines cataloguées annuellement depuis 2004 est de $117 \pm 30,7$ (SD). La proportion annuelle de nouveaux individus catalogués est demeurée stable, à environ 10 %. La zone d'étude ne couvrait qu'une partie de l'habitat du rorqual commun dans le golfe du Saint-Laurent, mais représente la plus forte occurrence de rorquals communs dans le golfe, et un grand nombre d'animaux présentent une forte fidélité au site (taux de recapture de 0,6 à 0,7).

Dans le Pacifique Nord, Oshumi et Wada (1974) ont estimé que l'abondance avant la chasse à la baleine était de 40 000 à 45 000 individus, abondance qui a été réduite à environ 13 620-18 680 individus en date de 1973. De ce nombre, de 8 520 à 10 970 appartenaient, selon les estimations, au stock du Pacifique Nord-Est.

Il n'existe pas d'estimation de l'actuelle abondance pour l'ensemble du Pacifique Nord-Est. Toutefois, une analyse des tendances d'après des données de transects linéaires de 1991 à 2014 dans les eaux de la Californie, de l'Oregon et de l'État de Washington jusqu'à 300 nm au large des côtes a donné une estimation de 9 029 rorquals communs (CV = 0,12) en 2014 (Nadeem *et al.*, 2016). Dans les eaux de l'Alaska autour des îles Aléoutiennes et de l'est de la mer de Béring, la meilleure estimation est de 1 368 individus (CV = 0,34) en 2008 (Friday *et al.*, 2013; Muto *et al.*, 2017).

¹ La « superpopulation » déterminée grâce aux travaux de capture-recapture est définie comme le nombre total d'individus vivants à n'importe quel moment au cours de la période d'étude, tandis que l'échantillonnage par transect linéaire estime le nombre moyen d'individus présents dans la zone d'étude à un moment donné durant les années de relevés. Les estimations provenant de ces deux approches ne devraient pas être comparées directement (mais voir Calambokidis et Barlow, 2004).

Dans les eaux du Pacifique canadien, le rorqual commun était historiquement considéré comme le rorqual à fanons le plus abondant (Pike et MacAskie, 1969). Des stations baleinières côtières en Colombie-Britannique ont entraîné la mortalité d'au moins 7 605 rorquals communs de 1905 à 1967 (figure 13; Gregr *et al.*, 2000), dont 7 497 se trouvaient dans les eaux canadiennes (Ford, 2014). De plus, 201 autres rorquals communs ont été capturés dans les eaux canadiennes du Pacifique par les opérations de pêche à la baleine pélagique japonaise de 1964 à 1974, et un nombre inconnu a été capturé par les baleiniers soviétiques, qui ont sous-déclaré les prises ou falsifié les registres (Ford, 2014).

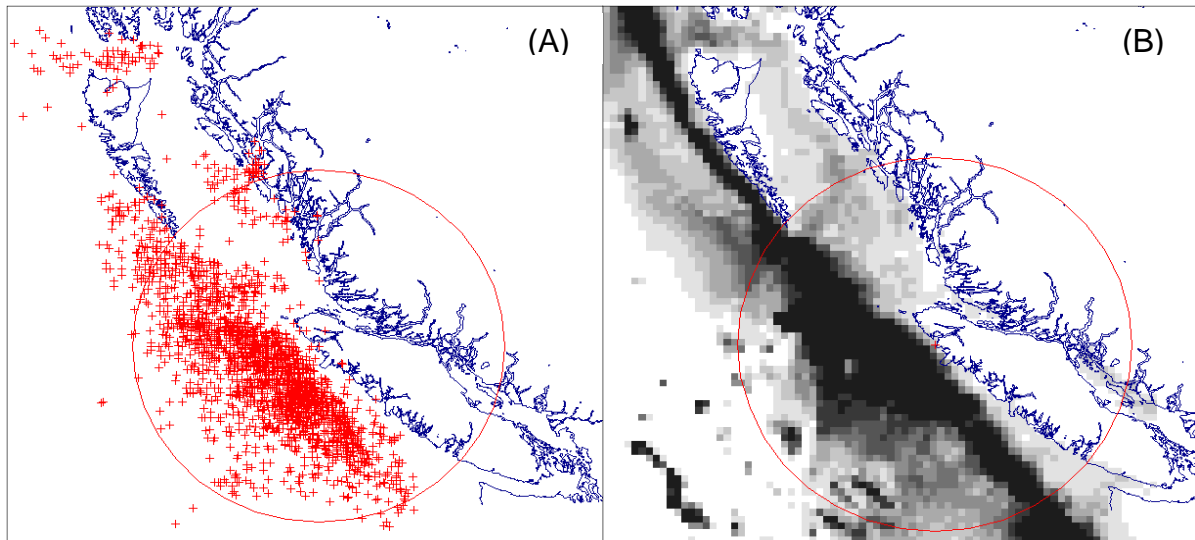


Figure 13. Captures géoréférencées de rorquals communs (croix, carte A) par des chasseurs travaillant à partir des sites baleiniers de la Colombie-Britannique de 1907 à 1967; prédictions relatives à l'emplacement de l'habitat essentiel de l'espèce (probabilités variant de faible [blanc] à élevé [noir], carte B), d'après une modélisation des relations avec les conditions océanographiques. Données tirées de Nichol *et al.* (2002); figures tirées de Gregr et Trites (2001).

À l'aide de données de relevés de transects linéaires pour les eaux du plateau continental au large de la côte de la Colombie-Britannique en 2004-2005, Williams et Thomas (2007) ont estimé l'abondance du rorqual commun à 496 individus (IC à 95 % : 202-1 218). Best *et al.* (2015) ont fourni une estimation de l'abondance moyenne de 446 individus (IC à 95 % : 263-759) de 2004 à 2008 dans la même zone de relevé, en utilisant certaines des mêmes données. Au moyen d'une modélisation de captures-recaptures fondée sur des données individuelles de photo-identification, Nichol *et al.* (2018) ont estimé une « superpopulation » de 405 individus (IC à 95 % : 363-469) de 2009 à 2014. Les données de cette étude de photo-identification ont été recueillies dans les régions du détroit d'Hécate, du détroit de la Reine-Charlotte et du détroit de Caamaño. Les relevés de transects linéaires et les données du relevé de photo-identification se sont principalement concentrés dans les eaux du plateau continental, de sorte que l'abondance du rorqual commun dans les parties hautières de la ZEE du Pacifique canadien, où l'on trouve couramment le rorqual commun, est inconnue.

Toutes ces estimations concernent les populations totales et non le nombre d'individus matures.

Fluctuations et tendances

Il n'existe pas de données sur les tendances des paramètres démographiques du rorqual commun dans l'ensemble de l'Atlantique canadien. Toutefois, certaines estimations régionales portant sur différentes périodes au cours des trois dernières générations indiquent un certain déclin, mais elles sont tellement spécifiques aux sites qu'elles ne peuvent être extrapolées à l'ensemble de l'aire de répartition canadienne.

Les deux relevés aériens à grande échelle, le TNASS (2007) et le NAISS (2016), qui ont couvert l'ensemble de l'aire de répartition canadienne, fournissent deux estimations ponctuelles espacées de neuf ans, mais l'incertitude entourant ces estimations empêche toute conclusion fiable concernant les tendances (Lawson et Gosselin, 2018).

Des rapports font état de tendances statistiquement significatives de l'abondance du rorqual commun dans le Canada atlantique. Lynch et Whitehead (1984) mentionnent une baisse statistiquement significative des observations au large de Terre-Neuve et du Labrador de 1976 à 1983, tout comme Whitehead et Carscadden (1985) pour les relevés normalisés au large de la côte nord-est de Terre-Neuve de 1973 à 1984. Les taux d'observations des rorquals communs dans le canyon sous-marin du Gully, au large de la Nouvelle-Écosse, ont diminué à un taux annuel moyen de 7 % par année (ET 2 %) de 1988 à 2011 (Whitehead, 2013). Comme le Gully ne constitue qu'une petite partie de l'habitat du rorqual commun au large du Canada atlantique, les changements relatifs à la qualité de l'habitat local sont peut-être l'explication la plus simple de cette tendance plutôt que des changements dans l'ensemble de la population (Whitehead, 2013).

Le modèle démographique appliqué aux données de photo-identification dans le golfe du Saint-Laurent a montré une tendance à la baisse de la survie apparente et de l'abondance de 2004 à 2010 (Ramp *et al.*, 2014). Le modèle ne permet pas de faire la distinction entre la mortalité et l'émigration permanente; cependant, une analyse subséquente des données de 2010 à 2016 a confirmé les tendances en matière de survie et d'abondance, et la taille de la superpopulation a été estimée à 288 individus (IC à 95 % : 278-306) (Schleimer *et al.*, 2019). Les estimations précédentes pour le golfe du Saint-Laurent se situaient dans une fourchette semblable. Mitchell (1974) a estimé à 340 le nombre d'individus d'après les relevés effectués à la fin des années 1960. Kingsley et Reeves (1998) ont estimé 380 animaux d'après des relevés aériens réalisés au milieu des années 1990, mais ont mis en évidence une grande incertitude quant à leur estimation. Les deux estimations précédentes ne portaient que sur une seule période et couvraient la totalité du golfe du Saint-Laurent, de sorte qu'il est difficile de les comparer aux estimations récentes. Toutefois, il semble que la population de cette région ait diminué ou stagné et qu'elle se situe à quelques centaines d'individus.

Une baisse de la reproduction a également été observée dans le golfe du Saint-Laurent à partir de 2010. De 2005 à 2010, 67 baleineaux ont été observés, alors qu'en 2011 et en 2016, seuls 9 baleineaux l'ont été, même si la plupart des femelles

capables de se reproduire ont été aperçues. L'intervalle entre les mises bas était de 2,8 ans ($ET \pm 0,4$) au cours de la première période, mais n'a pas pu être estimé durant l'autre période à cause du manque d'observations consécutives des femelles (Sullivan-Lord *et al.*, 2017).

Dans l'est du Pacifique Nord, on observe une tendance à la hausse de l'abondance dans plusieurs régions. Une série de relevés effectués à bord de navires de 1994 à 2014 au large de la Californie, de l'Oregon et de l'État de Washington a révélé une augmentation annuelle moyenne de l'abondance de 7,5 %, bien que cette dernière semble stable de 2008 à 2014. Dans l'ensemble, il y a eu une augmentation d'environ 5 fois de 1991 à 2014. Depuis 2005, la croissance démographique a été stimulée par des augmentations au large du nord de la Californie, de l'Oregon et de l'État de Washington, tandis que les effectifs au large du centre et du sud de la Californie sont demeurés stables (Nadeem *et al.*, 2016). Dans les eaux de l'Alaska, Zerbini *et al.* (2006) ont observé une tendance à la hausse de l'abondance du rorqual commun à un taux de 4,8 % par année (IC à 95 % : 4,1-5,4 %) de 1987 à 2003.

Dans le Canada pacifique, il n'y a pas encore de données sur les tendances de l'abondance du rorqual commun dégagées à partir de relevés. Best *et al.* (2015) ont estimé l'abondance moyenne dans les eaux côtières de la Colombie-Britannique à 446 individus ($CV = 0,26$) d'après des relevés de 2004 à 2008, ce qui est légèrement inférieur à l'estimation de 496 individus ($CV = 0,45$) de 2004-2005 dans la même zone de relevé en utilisant un sous-ensemble des mêmes données. Nichol *et al.* (2018) n'ont pas été en mesure de produire des estimations annuelles de la population pour la période de 2009 à 2014, mais la survie apparente au cours de cette période s'est avérée stable, s'établissant en moyenne à 94,5 % (IC à 95 % : 58,7-99,5).

Il est possible de faire une estimation approximative de l'épuisement des populations de rorquals communs du Pacifique depuis 1944 (il y a trois générations). Pendant cette période, environ 3 500 rorquals communs ont été tués dans les eaux canadiennes du Pacifique, principalement au cours d'une période de 20 ans (1948-1967) (Gregr *et al.*, 2000). En supposant un taux d'augmentation intrinsèque de 5 % par année, cela laisse penser que la relation entre la population de 1947 et celle de 1967 est la suivante :

$$N_{1967} = 1,05^{20}(N_{1947}-3\ 500/(20*0,05))-3\ 500/(20*0,05).$$

S'il restait moins de 1 000 individus après la fin de la chasse à la baleine en 1967 (c.-à-d. $N_{1967} = 0-1\ 000$), cette relation indique une population de 2 200-2 600 en 1947, il y a environ trois générations. Par conséquent, si la population actuelle est de 600 à 800, cela donne un déclin de 64 à 77 %.

Immigration de source externe

En raison de leur grande mobilité, les rorquals communs qui se trouvent dans les aires d'alimentation de l'est de l'Atlantique pourraient pénétrer dans l'aire de répartition des populations canadiennes. Des déplacements sur de grandes distances au-delà des limites des stocks ont été notés grâce à des recaptures d'étiquettes entre la Nouvelle-Écosse, Terre-Neuve et le Labrador. Cependant, aucun des animaux marqués dans les eaux canadiennes n'a été recapturé au large du Groenland ou de l'Islande (Mitchell, 1974; Sergeant, 1977). Plus récemment, des étiquettes satellites ont permis de suivre des rorquals communs lors de leur migration vers le nord entre les Açores et les aires d'alimentation autour de l'Islande et au large de l'est du Groenland, et aucun animal ne s'est déplacé vers l'ouest de l'Atlantique Nord (Silva *et al.*, 2013). Toutefois, certains déplacements de rorquals communs depuis l'ouest du Groenland ou l'est des eaux états-uniennes semblent probables.

Dans le Pacifique Nord, on a noté des déplacements sur de grandes distances d'individus munis d'une étiquette, ce qui indique que la dispersion dans les eaux canadiennes à partir des populations adjacentes est possible (Mizroch *et al.*, 2009). Étant donné que l'abondance du rorqual commun au large de la côte ouest des États-Unis et de l'Alaska a augmenté au cours des dernières décennies, il est plausible qu'il y ait des sauvetages dans les eaux canadiennes du Pacifique canadien à partir de ces zones adjacentes.

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

Les populations de baleines à fanons sont potentiellement touchées par la chasse à la baleine, les prises accessoires lors des pêches, les collisions avec les navires, les maladies et la dégradation de l'habitat, peut-être en raison d'une altération de la qualité des proies ou de l'abondance des proies due à la pression des pêches ou à la pollution (Clapham *et al.*, 1999). Les perturbations acoustiques causées par la navigation et les activités industrielles constituent une autre menace possible. De plus, les changements climatiques pourraient avoir des effets bénéfiques et négatifs sur les rorquals communs, et ces effets pourraient varier d'une population à l'autre et même d'une zone à l'autre (Ramp *et al.*, 2015). Au nombre des facteurs limitatifs, on compte les changements de la composition et de la répartition des proies, l'arrivée d'espèces concurrentes et la dégradation générale de l'habitat (Moore et Huntington, 2008; Laidre *et al.*, 2008; Ramp *et al.*, 2015).

Menaces

Une étude récente a utilisé les signatures de cortisol dans les bouchons de cire des oreilles de baleines à fanons, qui ont des couches annuelles, afin de faire un lien entre le niveau de stress des rorquals communs, bleus et à bosse de l'hémisphère Nord et les facteurs anthropiques (Trumble *et al.*, 2018). Il existe une forte corrélation temporelle entre le taux de cortisol et la pression historique exercée par la chasse industrielle à la baleine,

de même qu'une augmentation après 1970 qui est corrélée avec la hausse des anomalies de température de la mer (Trumble *et al.*, 2018), mais pourrait être liée à des facteurs non mesurés tels que les niveaux sonores qui, de façon générale, augmentent dans les milieux de l'hémisphère Nord (Croll *et al.*, 2001; McDonald *et al.*, 2006; Hildebrand, 2009), et dont on a pu observer une corrélation négative de courte durée avec les taux de cortisol chez la baleine franche (Rolland *et al.*, 2012).

Le bruit anthropique dans le milieu marin a considérablement augmenté depuis les années 1950 (Croll *et al.*, 2001; McDonald *et al.*, 2006; Hildebrand, 2009), et ce changement rapide de l'environnement acoustique peut avoir de profondes implications pour les mammifères marins qui ont évolué dans un milieu beaucoup plus calme (Tasker *et al.*, 1998; Clark *et al.*, 2009). Il existe plusieurs sources anthropiques importantes de bruits océaniques (voir les sous-sections ci-dessous; Weilgart, 2007; Gomez *et al.*, 2016) mais, comme différentes sources peuvent produire des effets similaires, ces effets seront résumés en premier. Des bruits aigus et intermittents, comme ceux causés par l'exploration minière sismique ou les exercices militaires, sont susceptibles de provoquer des réactions comportementales importantes et, à des niveaux élevés, d'entraîner la mortalité de certaines espèces de baleines à fanons (Gailey *et al.*, 2007; Dunlop *et al.*, 2017; Harris *et al.*, 2018). Les effets possibles du bruit chronique sur les baleines à fanons comprennent le stress, le masquage des vocalisations, les perturbations du comportement, l'abandon de l'habitat, la perte temporaire de l'ouïe et, dans les cas extrêmes, la perte permanente de l'ouïe ou d'autres dommages physiologiques (Croll *et al.*, 2001; Weilgart, 2007; Wright *et al.*, 2007).

De 2005 à 2014, la NOAA a signalé 69 rorquals communs morts le long de la côte est des États-Unis, dans de la baie de Fundy et dans les Maritimes et le long des côtes de Terre-Neuve et du Labrador, en plus de 10 individus présentant des blessures graves (Henry *et al.*, 2011, 2016). Dans 32 cas, les causes de mortalité ont pu être confirmées et sont décrites ci-dessous. Au cours de la même période, 24 autres rorquals communs ont été trouvés morts dans les eaux du Québec (Réseau québécois d'urgences pour les mammifères marins [RQUMM], 2005-2017). Aucune mortalité au Québec n'a fait l'objet d'un suivi (aucune nécropsie n'a été effectuée), et les causes ne sont pas confirmées même si la carcasse a été trainée au port à l'avant d'un navire ou trouvée prise dans des engins de pêche.

3.1 Forage pétrolier et gazier

Le bruit industriel provenant de l'exploitation pétrolière et gazière extracôtère a suscité de vives préoccupations. De nombreuses études ont noté les réponses comportementales (principalement l'évitement) aux relevés sismiques (Gordon *et al.*, 1998). Les rorquals communs ont fait partie de l'étude de Stone (2003), qui a permis de constater que les baleines à fanons étaient observées moins fréquemment et avaient un comportement d'évitement lors de l'utilisation de canons à air. De plus, le rorqual boréal et le rorqual commun avaient tendance à plonger moins souvent durant les périodes d'utilisation, possiblement parce que le niveau de son perçu est inférieur près de la surface (Richardson *et al.*, 1995). Dans la Méditerranée, Castellote *et al.* (2012) ont montré que les

rorquals communs prennent la fuite lors de l'utilisation de canons à air durant des relevés sismiques. Le forage et l'exploitation sont des sources de bruit chronique.

Les eaux au large de la côte est du Canada ont fait l'objet d'une exploitation pétrolière et gazière intensive, particulièrement au large de Terre-Neuve et du sud du Labrador, où l'ampleur des travaux s'est multipliée par environ six depuis 2015 comparativement à 2000-2014 (CNSOPB, 2018; CNLOPB, 2018). Comme nous l'avons mentionné précédemment, ces zones sont utilisées par les rorquals communs toute l'année et abritent probablement le plus grand nombre de rorquals communs au large de l'est du Canada. Au cours des dernières années, des multiples relevés sismiques ont été effectués simultanément au large des Grands Bancs et sur le plateau du Labrador, du début mai à la fin novembre, ce qui soulève des inquiétudes quant aux effets à long terme d'une exposition prolongée aux impulsions intenses des canons à air (Delarue *et al.*, 2018). Les relevés sismiques au large de la Nouvelle-Écosse ont été plus intermittents, et l'exploration pétrolière et gazière est actuellement interdite dans le golfe du Saint-Laurent et sur le banc George. Un moratoire sur l'exploitation pétrolière et gazière au large de la côte ouest du Canada a limité les activités sismiques dans ces eaux.

3.3 Énergie renouvelable : parcs éoliens en mer

Un important projet de parc éolien en mer a été proposé dans une partie de l'aire de répartition du rorqual commun (nord du détroit d'Hécate) dans le Pacifique. L'installation constituera une source importante de bruit aigu (battage de pieux; Bailey *et al.*, 2010), et l'exploitation produira un bruit chronique. Aucun parc éolien important n'est prévu au sein de l'habitat du rorqual commun dans l'Atlantique canadien, mais l'espèce pourrait être touchée par des installations au large de la Nouvelle-Angleterre.

4.3 Voies de transport par eau

La présente sous-section examine le risque possible d'une rencontre entre un rorqual commun et un navire n'importe où dans le domaine vital de l'espèce, et non seulement dans les voies de navigation désignées, où les risques seraient plus élevés. Le trafic maritime est à l'origine de deux menaces importantes : les collisions avec les navires et le bruit.

Les rorquals communs sont vulnérables aux collisions mortelles avec les navires, ce qui pourrait être la principale source de mortalité anthropique de l'espèce. Sur les 292 mentions de collisions de cétacés avec des navires partout dans le monde qui ont été compilées par Jensen et Silber (2004), 75 (26 %) concernaient les rorquals communs. La plupart des collisions se produisent avec des navires de plus de 80 m se déplaçant à 14 nœuds ou plus, et les rorquals communs sont frappés plus fréquemment que les autres baléoptères (Laist *et al.*, 2001), bien que ces données n'aient pas été corrigées pour tenir compte des estimations de l'abondance et de la répartition des autres espèces.

Sur les deux côtes, on compte de nombreux exemples de rorquals communs qui sont happés et entraînés dans les ports sur la proue de navires (RQUMM, 2007; Douglas *et al.*, 2008; Henry *et al.*, 2011, 2016). De 2005 à 2014, la NOAA a signalé 21 collisions mortelles confirmées de navires avec des rorquals communs le long de la côte est de l'Amérique Nord, la plupart dans les eaux états-uniennes (Henry *et al.*, 2011, 2016), mais l'ampleur du problème est inconnue dans les eaux canadiennes. Dans cette étude, la plupart des carcasses de rorquals communs dont la cause de mortalité n'a pas été confirmée provenaient de l'est du Canada, à cause de l'absence d'enquêtes, de nécropsies ou de procédures de suivi. Comme dans le cas des enchevêtrements dans les filets de pêche, les collisions avec des navires sont probablement sous-déclarées, d'autant plus que les animaux frappés et tués risquent de couler et de ne pas être détectés (Douglas *et al.*, 2008).

Il y a aussi plusieurs individus dans le catalogue de photo-identification de l'Atlantique canadien qui comptent des entailles profondes et des blessures infligées par des hélices, ce qui indique que certains individus survivent à ces collisions (MICS, données inédites). Dans la Méditerranée, Pesante *et al.* (2000) ont constaté que 4 % des animaux figurant dans un catalogue de photo-identification portaient des marques de collisions avec des navires sur la surface dorsale et les nageoires. Sur une période de 29 ans, 16 % (46 sur 287) des cas de rorquals communs échoués dans la Méditerranée pourraient être directement liés à une mortalité par collision avec un navire (Panigada *et al.*, 2006).

De nombreux cas de mortalité par collision avec des navires chez les rorquals communs ont été notés dans l'est du Pacifique Nord. Douglas *et al.* (2008) ont signalé sept collisions de navires avec des rorquals communs au large de l'État de Washington de 1986 à 2006, dont cinq étaient manifestement *ante mortem* et deux possiblement *post mortem*. Carretta *et al.* (2017) ont pris note de neuf collisions mortelles avec des rorquals communs au large de la côte ouest des États-Unis de 2010 à 2014, principalement au large de la Californie. Dans le Pacifique canadien, 17 rorquals communs morts ont été signalés de 1999 à 2017. Sur ce total, 5 ont été découverts logés sur le bulbe d'étrave de navires de croisière (l'un d'entre eux avait manifestement été heurté *post mortem*), et on a trouvé 2 corps partiellement sectionnés qui flottaient, ce qui indique une collision probable avec un navire.

Des travaux récents ont été entrepris dans l'est du Pacifique Nord, y compris dans le Pacifique canadien, afin d'évaluer les risques de collisions de rorquals communs avec des navires de marchandise. Rockwood *et al.* (2017) ont examiné le risque de collision entre les navires et les rorquals communs en raison du chevauchement de l'aire de répartition de l'espèce et des activités de transport au large de la côte ouest des États-Unis, et ont conclu que les taux de mortalité actuels atteignent probablement plus du double de la limite maximale recommandée pour les rorquals communs en vertu du *Marine Mammal Protection Act* des États-Unis (« Potential Biological Removal » ou retrait biologique potentiel). Le plus grand risque se situe dans les couloirs de navigation menant aux principaux ports de San Francisco et de Long Beach (Redfern *et al.*, 2013; Rockwood *et al.*, 2017). Au large de la côte de la Colombie-Britannique, les zones à haut risque pour les rorquals communs comprennent les approches et l'entrée du détroit de Juan de Fuca, qui

mène aux ports de Vancouver et de Seattle/Tacoma (Nichol *et al.*, 2017), et les voies de navigation passant par le détroit d'Hécate et l'entrée Dixon (Williams et O'Hara, 2010).

En Colombie-Britannique, les projets d'expansion portuaire récents et proposés indiquent que l'intensité du transport maritime pourrait augmenter considérablement. L'aménagement proposé du terminal de Roberts Bank pour le Port de Vancouver pourrait amener jusqu'à 260 navires porte-conteneurs supplémentaires par année, qui transiteraient tous par la zone de concentration de rorquals commune au large de l'entrée du détroit de Juan de Fuca (DFO, 2017a; Nichol *et al.*, 2017). Une tendance semblable pourrait exister dans la Voie maritime du Saint-Laurent, l'une des voies maritimes les plus achalandées du continent, et dans les approches du Port de Halifax.

Les effets possibles du bruit chronique associé au trafic maritime sont de plus en plus préoccupants dans de nombreuses régions. Les rorquals communs communiquent à de basses fréquences (< 100 Hz), où se concentre la plus grande partie des bruits des navires. Un tel bruit a le potentiel de réduire considérablement l'espace de communication de ces baleines en masquant les appels et les chants (Clark *et al.*, 2009; Erbe *et al.*, 2016). Au large de la côte du sud de la Californie, le bruit ambiant à basse fréquence dans la bande de 30-50 Hz a augmenté d'environ 3 dB par décennie depuis les années 1960, principalement en raison de l'augmentation du trafic maritime (Hildebrand, 2009). Redfern *et al.* (2017) ont montré un chevauchement considérable de l'habitat important du rorqual commun et du niveau de bruit à 50 Hz prévu en raison du trafic maritime dans cette zone. Dans le Pacifique canadien, Erbe *et al.* (2014) ont examiné le chevauchement de la densité des mammifères marins, dont le rorqual commun, et de l'ampleur de trafic maritime dans les eaux côtières de la Colombie-Britannique. Ils ont ciblé des « points chauds de densité de bruit » pour les rorquals communs dans les couloirs de navigation du détroit d'Hécate et de l'entrée Dixon. Le bruit de la navigation dans la Voie maritime du Saint-Laurent pourrait masquer environ 40 % des appels de rorquals communs sur une distance de 30 km (Simard *et al.*, 2008).

5.4 Pêche et récolte de ressources aquatiques

L'enchevêtrement dans des engins de pêche est l'une des menaces globales les plus sérieuses pesant sur les baleines à fanons (Volgenau *et al.*, 1995; Clapham *et al.*, 1999; Robbins, 2009; Knowlton *et al.*, 2012). Il est toutefois difficile d'en évaluer toute l'ampleur, parce que de nombreux cas de problèmes avec des engins de pêche passent inaperçus ou ne sont pas signalés. À Terre-Neuve, le nombre de cas déclarés a augmenté à la suite de la mise en œuvre, en 1979, d'un programme d'aide aux pêcheurs découvrant des cétacés enchevêtrés dans leurs engins (Lien, 1994). Au Québec (depuis 2004), dans les Maritimes (depuis 2007) et en Colombie-Britannique (depuis 2008), les réseaux d'échouage recueillent de l'information sur les individus échoués, morts et enchevêtrés.

De 2005 à 2014, la NOAA a signalé six cas de mortalité (dont trois au Canada) le long de la côte est à cause d'enchevêtrements (Henry *et al.*, 2011, 2016), en plus de neuf cas d'enchevêtrement (les cas connus sont liés à des engins de pêche au crabe des neiges [*Chionoecetes opilio*]), dont deux sont survenus au Canada (Québec). La plupart des cas

de mortalité n'ont pas fait l'objet d'une enquête plus poussée, et le nombre réel est susceptible d'être plus élevé. En 2017, au moins cinq rorquals communs ont été signalés par des relevés aériens ciblant la baleine franche réalisés par le Canada et les États-Unis dans le sud du golfe du Saint-Laurent, et au moins l'une des carcasses a été trouvée dans des engins de pêche (RQUMM, 2018). Le taux de mortalité dans cette région généralement mal étudié donne à penser que le nombre de cas de mortalité non déclarés aurait pu être beaucoup plus élevé au cours des années précédentes que ce qui est indiqué ici.

Les engins de pêche se fixent souvent à la bouche, autour des nageoires et à la queue des baleines (Johnson *et al.*, 2005). Contrairement aux rorquals à bosse, les cicatrices d'enchevêtrement sur la nageoire caudale et le pédoncule caudal des rorquals communs sont difficiles à observer parce que ces derniers soulèvent rarement leur nageoire caudale hors de l'eau lors que la plongée. Une étude consacrée à l'examen de photographies d'identification de rorquals communs dans le golfe du Saint-Laurent a révélé que 43 % des individus pour lesquels on possédait des photos du pédoncule caudal (n = 196) présentaient des signes d'enchevêtrement. Cette proportion passait à 58 % lorsqu'on incluait les individus dont le bord du pédoncule caudal était visible (n = 13). Les anciennes photographies d'identification montrent à elles seules que seulement 6 % des animaux avaient déjà été enchevêtrés (Gaspard *et al.*, 2017).

Les baleines qui survivent à l'enchevêtrement initial peuvent mettre beaucoup de temps à se débarrasser de l'engin, à guérir et, peut-être, à se rétablir. Durant cette période, elles peuvent souffrir d'une capacité alimentaire réduite et d'une fonction immunitaire restreinte, ce qui entraîne une mortalité indirecte ou une fécondité réduite (van der Hoop *et al.*, 2017).

Dans le Pacifique Nord, l'enchevêtrement des rorquals communs dans les engins de pêche n'a que rarement été noté. De 1990 à 2014, on a signalé un cas de mortalité dû à un enchevêtrement dans des filets maillants dérivants destinés à la pêche à l'espadon de Californie (*Xiphius gladius*) (Carretta *et al.*, 2017). Il est possible que certains enchevêtrements dans des filets maillants ne soient pas signalés si les baleines s'éloignent des navires avec les engins. Deux rorquals communs nageant librement au large du sud de la Californie ont été observés avec des lignes d'engins de pêche inconnus enveloppant leur corps (Carretta *et al.*, 2017). En Colombie-Britannique, aucun rorqual commun enchevêtré n'a été observé dans les registres d'échouage de cétacés de 1990 à 2017 (Baird *et al.*, 1991; Guenther *et al.*, 1995; Willis *et al.*, 1996; DFO Pacific Marine Mammal Response Program, P. Cottrell et L. Spaven, comm. pers.), et il n'y a eu aucune observation confirmée d'individus enchevêtrés (Cetacean Research Program, DFO, BC Cetacean Sightings Network, données inédites).

De nombreux cétacés échoués ou enchevêtrés en Colombie-Britannique, à Terre-Neuve et au Labrador ne seraient probablement pas observés ou signalés à cause du caractère éloigné d'une grande partie de ces côtes, surtout si l'animal enchevêtré s'éloignait des équipements de remorquage des engins de pêche. En raison de la taille relative des plateaux continentaux, le rorqual commun chevauche moins les zones de pêche côtière dans le Pacifique Nord-Est que dans l'Atlantique Nord-Ouest. Par

conséquent, la possibilité d'interactions avec les pêches au filet est actuellement plus faible pour la population du Pacifique.

Il pourrait également y avoir des effets écologiques indirects de la pêche sur les rorquals communs (voir la section *Facteurs limitatifs* ci-dessous).

Les menaces causées par la chasse à la baleine persistent sur les populations de l'Atlantique Nord. Les rorquals communs sont chassés au Groenland conformément à l'exemption concernant la chasse de subsistance des Autochtones de la CIB, selon un quota de 19 individus par année de 2015 à 2018. Après avoir suspendu temporairement les activités de chasse à la baleine en raison du moratoire de la CBI en 1986, l'Islande a repris ses activités de chasse au rorqual commun en 2006 malgré les quotas zéro de la CBI et, à la fin de 2015, 706 individus avaient été chassés (IWC, 2018). Après une interruption de la chasse à la baleine en 2016 et en 2017, la chasse a repris en 2018, durant laquelle 146 rorquals communs ont été pris durant la saison estivale (Anon, 2018).

6.2 Exercices militaires

Les exercices navals, en particulier ceux impliquant l'utilisation de sonars à moyenne fréquence ainsi que des explosions, ont des conséquences sur le comportement et l'aire de répartition des cétacés et entraînent parfois leur mortalité (Weilgart, 2007). Les exercices navals sont peu fréquents dans l'habitat du rorqual commun, et la Marine canadienne tente de réduire au minimum les impacts environnementaux; les aires de répartition du rorqual commun dans l'Atlantique et le Pacifique comprennent toutefois des zones où la Marine du Canada et la Marine des États-Unis, ainsi que les marines alliées, sont actives.

11.1 Changements climatiques : déplacement de l'habitat

La qualité de l'habitat changera probablement dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce, mais d'une manière qui est actuellement imprévisible. Il existe des preuves particulières que les changements de la qualité de l'habitat ont eu des conséquences négatives importantes sur les rorquals communs au large de l'Alaska et de la Colombie-Britannique (voir la section *Facteurs limitatifs* ci-dessous).

Autres menaces

O'Shea et Brownell (1994) ont conclu qu'il n'y avait aucune preuve d'effets toxiques de la contamination par les métaux ou les organochlorés chez les baleines à fanons (voir également Sanpera *et al.*, 1996), surtout parce qu'elles se nourrissent à des niveaux trophiques relativement faibles. Cependant, on pense que d'autres mammifères marins sont à risque à cause de produits chimiques immunotoxiques (Ross, 2002). Les effets qui ont été démontrés chez les mammifères marins comprennent la dépression du système immunitaire, les perturbations de la capacité de reproduction, les lésions et les cancers (Aguilar *et al.*, 2002).

Des concentrations d'organochlorés suffisantes pour être préoccupantes ont été trouvées dans des échantillons de rorquals communs prélevés dans le golfe du Saint-Laurent en 1991-1992 (Gauthier *et al.*, 1997). Toutefois, une analyse rétrospective comparant ces échantillons à des échantillons antérieurs prélevés en 1971-1972 au large de Terre-Neuve et de la Nouvelle-Écosse a permis de noter que les concentrations dans le Saint-Laurent étaient beaucoup plus faibles (Hobbs *et al.*, 2001). Cela correspond aux tendances à la baisse observées chez d'autres mammifères marins (principalement les pinnipèdes) dans l'est du Canada (Hobbs *et al.*, 2001), bien que Muir *et al.* (1999) aient constaté que les contaminants organochlorés chez les cétacés présentent à la fois des tendances à la hausse et à la baisse, selon les espèces et l'emplacement géographique.

Dans la Méditerranée, les rorquals communs sont considérés comme à risque de contamination toxique par l'ingestion de microplastiques (Fossi *et al.*, 2016). L'étendue de la contamination des eaux canadiennes par les microplastiques est inconnue.

Facteurs limitatifs

L'habitat des baleines est couramment associé à la répartition des proies (Gaskin, 1982; Murase *et al.*, 2002). Par exemple, Whitehead et Carscadden (1985) ont montré comment l'abondance locale des baleines est liée aux concentrations de capelan. Par conséquent, toute réduction de la disponibilité des proies peut être considérée comme une réduction de l'habitat disponible. La disponibilité des proies peut être réduite de plusieurs façons, dont les effets directs et indirects de la pêche commerciale, les changements climatiques ou la compétition interspécifique (voir la section *Relations interspécifiques* ci-dessus). La NOAA a déclaré un épisode de mortalité inhabituelle (« Unusual Mortality Event ») en 2015-2016 à cause d'un nombre sans précédent d'échouages de rorquals communs et à bosse dans le golfe de l'Alaska et en Colombie-Britannique (NOAA, 2018). Durant cet épisode, 12 échouages de rorquals communs ont eu lieu en Alaska, et 5, en Colombie-Britannique. Bien qu'il n'ait pas été possible de déterminer la cause définitive de cette mortalité, on soupçonne qu'une modification générale de l'écosystème due à des conditions inhabituelles d'eau chaude (p. ex. les épisodes El Niño et « Blob » en 2015) pourrait avoir entraîné une réduction de la disponibilité des proies.

Lambertsen (1986) a estimé que de 90 à 95 % des rorquals communs de l'Atlantique Nord portent de lourdes charges du nématode géant *Crassicauda boopis*. De telles charges pourraient être pathogènes, entraînant une inflammation rénale et, dans des cas extrêmes, une insuffisance rénale et la mort (Lambertsen, 1992; Perry *et al.*, 1999). L'*Entamoeba* sp. et le *Giardia* sp. ont été décelés dans des échantillons fécaux de rorquals boréaux prélevés aux Açores (Hermosilla *et al.*, 2016). La présence de ces endoparasites humains pourrait être causée par les eaux de ruissellement et les eaux usées contaminées provenant de zones habitées.

Nombre de localités

Le rorqual commun est largement répandu dans les eaux canadiennes de l'Atlantique et du Pacifique. Bien que les rorquals communs qui occupent des zones d'intense activité maritime pourraient être exposés à un risque élevé de collision avec des navires et de bruit sous-marin (Erbe *et al.*, 2014; Nichol *et al.*, 2017; Chion *et al.*, 2017), ces zones ne sont pas suffisamment bien définies pour les désigner comme des localités distinctes.

PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS

Statuts et protection juridiques

À l'échelle mondiale, conformément à la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES), le rorqual commun est inscrit à l'annexe I, une catégorie qui inclut les espèces menacées d'extinction, afin de mettre un terme au commerce. Dans le cadre de la Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage, le rorqual commun est inscrit à l'annexe I (en voie de disparition). L'espèce figure également à l'annexe II, qui désigne une espèce qui pourrait bénéficier d'une coopération internationale. Le moratoire de la CBI sur la chasse commerciale à la baleine protège le rorqual commun, bien qu'il soit chassé au Groenland à des fins de subsistance et en Islande sous réserve d'objection au moratoire. Aux États-Unis, le rorqual commun est protégé en vertu du *Marine Mammal Protection Act* de 1972 et de l'*Endangered Species Act* de 1973, où l'espèce est inscrite comme « en voie de disparition ».

En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* du Canada, le rorqual commun figure à la liste des espèces préoccupantes (population de l'Atlantique) et des espèces menacées (population du Pacifique). Au Québec, l'espèce n'est pas inscrite comme espèce « menacée » ou « vulnérable » en vertu de la *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables* (RLRQ, c E-12.01) (LEMV). L'espèce figure cependant sur la *Liste des espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables*, produite en vertu de la LEMV.

En 2018, le gouvernement du Canada a modifié le *Règlement sur les mammifères marins* pris en vertu de la *Loi sur les pêches* afin de renforcer les règles régissant les activités humaines touchant les mammifères marins, comme l'observation des baleines. Les modifications comprennent des distances d'approche minimales pour les navires (commerciaux et récréatifs) permettant l'observation des baleines et définissent la perturbation des mammifères marins.

La *Loi sur le parc marin du Saguenay-Saint-Laurent*, adoptée en février 2002, impose des restrictions concernant la proximité et la vitesse de tous les navires se déplaçant dans ce secteur. D'autres restrictions de durée ont été incluses pour les voyageurs maritimes (DOJ, 2004). Le règlement a été modifié en janvier 2017 pour faire en sorte qu'il demeure un outil de conservation efficace.

Statuts et classements non juridiques

À l'échelle internationale, l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) a inscrit le rorqual commun sur la liste des espèces en voie de disparition à cause de l'épuisement des populations causé par la chasse (Baillie et Groombridge, 1996). Selon NatureServe, le rorqual commun est considéré comme vulnérable à l'échelle mondiale (G3, 2016) et à l'échelle nationale au Canada (N3, 2013) (NatureServe, 2018). À l'échelle infranationale, le rorqual commun est considéré comme « non reproducteur » et « en péril » (S2N) en Colombie-Britannique, « vulnérable » (S3) au Québec, « non reproducteur » et « vulnérable à en péril » (S2S3N) au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse, et demeure non classé (SNR) à l'Île-du-Prince-Édouard et à Terre-Neuve-et-Labrador (NatureServe, 2018).

Le rorqual commun au large des côtes de l'Atlantique et du Pacifique du Canada a été désigné « rare » par le COSEPAC en 1987. Cette désignation a été remplacée par « vulnérable » en 1990 lorsque l'ancienne désignation a été abandonnée. En novembre 2001, l'espèce a été réévaluée comme « espèce préoccupante » par le COSEPAC. En 2005, le COSEPAC a divisé le rorqual commun en deux populations : la population de l'Atlantique a été désignée « espèce préoccupante », et la population du Pacifique, « menacée ». En 2019, la population de l'Atlantique a été réévaluée et son statut d'espèce « préoccupante » a été confirmé; la population du Pacifique a également été réévaluée comme « préoccupante ».

Protection et propriété de l'habitat

Au large des côtes du Pacifique et de l'Atlantique de l'Amérique du Nord, des portions de l'aire de répartition de l'espèce se trouvent dans les zones économiques exclusives des États-Unis et du Canada. Dans les deux pays, les mammifères marins sont protégés contre les perturbations délibérées, ce qui assure probablement un certain degré de protection de l'habitat dans certaines zones (voir la section *Statuts et protection juridique* ci-dessous).

Au Canada, trois organismes fédéraux ont adopté une loi habilitante pour protéger l'habitat marin : la *Loi sur les océans* exige que le MPO définisse les zones de protection marines (ZPM); la *Loi sur les espèces en péril* oblige le MPO à désigner l'habitat essentiel des espèces en voie de disparition et menacées et à protéger l'habitat essentiel désigné; la *Loi sur les aires marines nationales de conservation du Canada* charge Parcs Canada de définir les aires marines nationales de conservation; la *Loi sur la faune du Canada* autorise ECCC à désigner des réserves marines de faune.

Dans le Pacifique canadien, le Secteur des sciences du MPO a récemment désigné une zone d'habitat essentiel possible pour le rorqual commun (DFO, 2017b), mais la désignation n'est pas encore officielle. Dans le Canada atlantique, la zone de protection marine du Gully offre une protection explicite de l'habitat. Le rorqual commun est l'une des nombreuses espèces qui utilisent la zone (Hooker *et al.*, 1999; Whitehead, 2013). Cette zone est très petite par rapport à l'étendue de l'aire de répartition du rorqual commun. De

plus, le parc marin du Saguenay-Saint-Laurent compte 1 138 km² d'environnement marin au confluent de la rivière Saguenay et de l'estuaire du Saint-Laurent, une région où l'on trouve les regroupements les plus importants de krill observés à ce jour dans le nord-ouest de l'Atlantique, qui représente un habitat important de l'espèce (Simard et Lavoie, 1999). À l'est de l'île du Cap-Breton, la ZPM du banc de Sainte-Anne constitue également un habitat important du rorqual commun.

REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS

Remerciements

L'illustration de la couverture est gracieusement fournie par Uko Gorter. Les données de localisation de l'espèce pour le Pacifique canadien ont été fournies gracieusement par le Programme de recherche sur les cétacés du ministère des Pêches et des Océans (MPO) du Canada (Station biologique du Pacifique, Nanaimo, Colombie-Britannique), le Réseau d'observation des cétacés de la Colombie-Britannique (Institut de recherche sur les océans côtiers, Vancouver, Colombie-Britannique) et la Raincoast Conservation Foundation (Victoria, Colombie-Britannique). Les rédacteurs du rapport remercient tout spécialement Linda Nichol, Brianna Wright, Jessica Torode, Lance Barrett-Lennard, Caroline Fox et Gillian Harvey. Les données de localisation de l'espèce pour l'Atlantique canadien ont été fournies par Hilary Moors-Murphy, Arnaud Mosnier, Jean-François Gosselin et Jack Lawson.

Experts contactés

Tous les organismes fédéraux² et provinciaux³ compétents ont été contactés pour toute information gouvernementale disponible sur l'espèce. Des organisations non gouvernementales ont également été contactées pour toute information disponible, notamment la Mingan Island Cetacean Study, la Coastal Ocean Research Institute, la Raincoast Conservation Foundation, l'Université Simon Fraser (Simon Fraser University) et l'Université de la Colombie-Britannique (University of British Columbia).

SOURCES D'INFORMATION

Agler, B.A., J.A. Beard, R.S. Bowman, H.D. Corbett, S.W. Frohock, M.P. Hawvermale, S. K. Katona, S. S. Sadove et I. E. Sept. 1990. Fin Whale (*Balaenoptera physalus*) Photographic Identification: Methodology and Preliminary Results from the Western North Atlantic. Report of the International Whaling Commission Special Issue 12:349-356.

² Service canadien de la faune, Centres de données sur la conservation, ministère de la Défense nationale, ministère des Pêches et des Océans et Parcs Canada

³ Ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick, ministère des Pêches et de l'Aquaculture de Terre-Neuve-et-Labrador, ministère des Ressources naturelles de la Nouvelle-Écosse et ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec.

- Agler, B.A., R.L. Schooley, S.W. Frohock, S.K. Katona et I.E. Seipt. 1993. Reproduction of photographically identified Fin Whales *Balaenoptera physalus* from the Gulf of Maine. *Journal of Mammalogy* 74:577-587.
- Aguilar, A. 2002. Fin Whale, *Balaenoptera physalus*. Pages 435-438 in W.F. Perrin, B. Wursig et J.G.M. Thewissen [eds.]. *Encyclopedia of Marine Mammals*. Academic Press, San Diego, CA.
- Aguilar, A., A. Borrell et P.J.H. Reijnders. 2002. Geographical and temporal variation in levels of organochlorine contaminants in marine mammals. *Marine Environmental Research* 53:425-452.
- Aguilar, A. et C. Lockyer. 1987. Growth, physical maturity and mortality of Fin Whales *Balaenoptera physalus* inhabiting the temperate waters of the northeast Atlantic. *Canadian Journal of Zoology* 65:253-264.
- Allen, S. E., C. Vindeirinho, R. E. Thomson, M.G.G. Foreman et D. L. Mackas. 2001. Physical and biological processes over a submarine canyon during an upwelling event. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58:671-684.
- Andrews, R.C. 1916. The sei whale. (*Balaenoptera borealis* Lesson). In: *Monographs of the Pacific Cetacea*, Memoirs of the American Museum of Natural History. 1(VI)
- Anon. 2018. Whaling season over: 146 fin and 6 minke whales caught. Future of whaling uncertain. *Iceland Magazine* (<https://icelandmag.is/article/whaling-season-over-146-fin-and-6-minke-whales-caught-future-whaling-uncertain>; consulté en janvier 2019).
- Archer, F.I, P.A. Morin, B.L. Hancock-Hanser, K.M. Robertson, M.S. Leslie, M. Bérubé, S. Panigada et B.L. Taylor. 2013. Mitogenomic phylogenetics of Fin Whales (*Balaenoptera physalus* spp.): genetic evidence for revision of subspecies. *PloS One* 8(5):e63396.
- Arndt, U. M. 2011. Ancient DNA analysis of northeast Pacific Humpback Whale (*Megaptera novaeangliae*). Thèse de doctorat, Simon Fraser University, Burnaby, BC.
- Baillie, J. et B. Groombridge. 1996. 1996 IUCN red list of threatened animals. IUCN and Conservation International, Gland, Switzerland and Washington DC.
- Bailey, H., B. Senior, D. Simmons, J. Rusin, G. Picken et P.M. Thompson, P.M., 2010. Assessing underwater noise levels during pile-driving at an offshore windfarm and its potential effects on marine mammals. *Marine Pollution Bulletin* 60:888-897.
- Baird, R.W., P.J. Stacey et K.M. Langelier. 1991. Strandings and incidental mortality of cetaceans on the B.C. coast, 1990. *International Whaling Commission Meeting Document SC/43/O 1*.
- Bannister, J.L. 2002. Baleen Whales: Mysticetes. Pages 62-72 in W.F. Perrin, B. Wursig et J.G.M. Thewissen [eds.]. *Encyclopedia of marine mammals*. Academic Press, San Diego, CA.

- Bérubé, M. et A. Aguilar. 1998. A new hybrid between a blue whale, *Balaenoptera musculus*, and a Fin Whale, *B. physalus*: Frequency and implications of hybridization. *Marine Mammal Science* 14:82-98.
- Bérubé, M., A. Aguilar, D. Dendanto, F. Larsen, G. Notarbartolo di Sciara, R. Sears, J. Sigurjónsson, J. Urban et P.J. Palsbøll. 1998. Population genetic structure of North Atlantic, Mediterranean and Sea of Cortez Fin Whales *Balaenoptera physalus* (Linnaeus 1758): Analysis of mitochondrial and nuclear loci. *Molecular Ecology* 15:585-599.
- Bérubé, M., J. Urban, A.E. Dizon, R.L.J. Brownell et P.J. Palsbøll. 2002. Genetic identification of a small and highly isolated population of Fin Whales (*Balaenoptera physalus*) in the Sea of Cortez, Mexico. *Conservation Genetics* 3:183-190.
- Bérubé, M., A.K. Daníelsdóttir, A. Aguilar, A. Árnason, D. Bloch, D. Dendanto, F. Larsen, J. Lien, G. Notarbartolo Di Sciara, R. Sears, J. Sigurjónsson, J. Urban-R., I. Witting, N. Øien, G.A. Víkingsson et P.J. Palsbøll. 2006. High rates of gene flow among geographic locations in North Atlantic Fin Whales (*Balaenoptera physalus*). *International Whaling Commission SC/58/16:17 p.*
- Bérubé, M., T. Oosting, A. Aguilar, K.M. Kovacs, F. Larsen, C. Lydersen, N. Oien, R. Prieto, C. Ramp, J. Robbins, R. Sears, M. Silva, G. Víkingsson et P. Palsbøll. 2017. Are the “Bastards” coming back? Molecular Identification of the first live blue and Fin Whale hybrids in the north Atlantic Ocean. Oral presentation at 22nd Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, 22-27 October 2017, Halifax, NS, Canada.
- Best, B.D, C.H. Fox, R. William, P.N. Halpin et P.C. Paquet. 2015. Updated marine mammal distribution and abundance estimates in British Columbia. *Journal of Cetacean Resource Management* 15:9-26.
- Best, P.B. et T. Photopoulou. 2016. Identifying the “demon whale-biter”: Patterns of scarring on large whales attributed to a cookie-cutter shark *Isistius* sp. *PloS one* 11.4: e0152643.
- Brodie, P.F. 1975. Cetacean energetics: An overview of interspecific size variation. *Ecology* 50:152-161.
- Brodie, P.F., D.D. Sameoto et R.W. Sheldon. 1978. Population densities of euphausiids off Nova Scotia as indicated by net samplings, whale stomach contents and sonar. *Limnology and Oceanography* 23:1264-1267.
- Calambokidis, J. et J. Barlow. 2004. Abundance of blue and humpback whales in the eastern North Pacific estimated by capture-recapture and line-transect methods. *Marine Mammal Science* 20:63-85.
- Canese, S., A. Cardinali, C.M. Fortuna, M. Giusti, G. Lauriano, E. Salvati et S.S.Greco. 2006. The first identified winter feeding ground of Fin Whales (*Balaenoptera physalus*) in the Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 86(4):903-907.

- Carretta, J.V., E.M. Oleson, K.A. Forney, J. Baker, J. E. Moore, D.W. Weller, A.R. Lang M.M. Muto , B. Hanson, A.J. Orr, H. Huber, M.S. Lowry, J. Barlow, D. Lynch, L. Carswell et R.L. Brownell Jr. 2017. U.S. Pacific Draft Marine Mammal Stock Assessments: 2017. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-602 U.S. DEPARTMENT OF COMMERCE National Oceanic and Atmospheric Administration National Marine Fisheries Service Southwest Fisheries Science Center. Site Web : <https://www.fisheries.noaa.gov/national/marine-mammal-protection/draft-marine-mammal-stock-assessment-reports>
- Castellote, M., C.W. Clark et M.O. Lammers. 2012. Acoustic and behavioural changes by Fin Whales (*Balaenoptera physalus*) in response to shipping and airgun noise. *Biological Conservation* 147:115-122.
- CeTAP. 1982. A characterization of marine mammals and turtles in the mid and north Atlantic areas of the US outer continental shelf. Cetacean and Turtle Assessment Program - University of Rhode Island. Final Report # AA551-CT8-48 to the Bureau of Land Management., Washington, D.C. 538 p.
- Chion, C., D. Lagrois, J. Dupras, S. Turgeon, I.H. McQuinn, R. Michaud, N. Ménard et L. Parrott. 2017. Underwater acoustic impacts of shipping management measures: Results from a social-ecological model of boat and whale movements in the St. Lawrence River Estuary (Canada). *Ecological Modelling* 354: 72-87.
- Clapham, P.J., S.B. Young et R.L.J. Brownell. 1999. Baleen whales: conservation issues and the status of the most endangered populations. *Mammal Review* 29:35-60.
- Clark, C.W., W.T. Ellison, B. L. Southall, L. Hatch, S.M. Van Parijs, A. Frankel et D. Ponirakis 2009. Acoustic masking in marine ecosystems: intuitions, analysis, and implication. *Marine Ecology Progress Series* 395: 201-222.
- CNLOPB (Canada-Newfoundland and Labrador Offshore Petroleum Board). 2018. Canada-Newfoundland & Labrador Offshore License Information. Site Web : <http://www.cnlopb.ca/pdfs/maps/nlol.pdf?lbisphpreq=1> [consulté en janvier 2018].
- CNSOPB (Canada-Nova Scotia Offshore Petroleum Board). 2018. Call for Bids Forecast Areas (2018-2020). Site Web : <https://www.cnsopb.ns.ca/lands-management/call-bids-forecast-areas> [consulté en janvier 2018].
- Crance, J.L., C.L. Berchok, J. Bonnel et A.M. Thode. 2015. Northeasternmost record of a North Pacific Fin Whale (*Balaenoptera physalus*) in the Alaskan Chukchi Sea. *Polar Biology* 38:1767-1773.
- Cranford, T.W. et P. Krysl. 2015. Fin Whale sound reception mechanisms: skull vibration enables low-frequency hearing. *PloS one* 10: e0116222.
- Croll, D.A., C.W. Clark, J. Calambokidis, W.T. Ellison et T.B.R. 2001. Effect of anthropogenic low-frequency noise on the foraging ecology of *Balaenoptera* whales. *Animal Conservation* 4:13-27.
- Croll, D. A., C.W. Clark, A. Acevedo, B. Tershy, S. Flores, J. Gedamke et J. Urban. 2002. Only male Fin Whales sing loud songs. *Nature* 417: 809.

- Danielsdóttir, A.K., A. Árnason, C. Pampoulie, M.Ö. Stefánsson et G.A. Víkingsson. 2006. Reanalysis of North Atlantic Fin Whale allozyme and carbonic anhydrase data. International Whaling Commission SC/58/18:19 pp.
- Delarue, J., S.K. Todd, S.M. Van Parijs et L. Di Iorio. 2009. Geographic variation in Northwest Atlantic Fin Whale (*Balaenoptera physalus*) song: Implications for stock structure assessment. The Journal of the Acoustical Society of America 125(3):1774-1782.
- Delarue, J., K. Kowarski, E. Maxner, J. MacDonnell et B. Martin. 2018. Acoustic Monitoring Along Canada's East Coast: August 2015 to July 2017. Document 01279, Version 1.0. Technical report by JASCO Applied Sciences for the Environmental Studies Research Fund.
- Delarue, J., R. Dziak, J. Lawson, B. Martin, H. Moors-Murphy, Y. Simard et K.M. Stafford. 2019 (*en préparation*). Seasonal and geographic variations in North Atlantic Fin Whale songs.
- DFO. 2017a. Technical Review of Roberts Bank Terminal 2 Environmental Impact Statement and Marine Shipping Supplemental Report: Effects on Marine Mammals. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Rep. 2017/001. Site Web : <http://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/Library/40622861.pdf> [Également disponible en français : MPO. 2017a. Examen technique de l'énoncé des incidences environnementales sur le Terminal 2 à Roberts Bank et rapport complémentaire sur la navigation maritime : effets sur les mammifères marins. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2017/001. Site Web : <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/Library/40621418.pdf>.]
- DFO. 2017b. Identification of Habitat of Special Importance to Fin Whales (*Balaenoptera physalus*) in Canadian Pacific Waters. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. dvis. Rep. 2017/039. [Également disponible en français : MPO. 2017b. Désignation de l'habitat d'importance particulière pour le rorqual commun (*Balaenoptera physalus*) dans les eaux canadiennes du Pacifique. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2017/039.]
- Doi, T., S. Ohsumi, K. Nasu et Y. Shimadzu. 1970. Advanced assessment of the Fin Whale stock in the Antarctic. Report of the International Whaling Commission 20:60-87.
- DOJ. 2004. Marine Activities in the Saguenay-St. Lawrence Marine Park Regulations. Department of Justice. Consulté le 30 avril 2004 : <http://laws.justice.gc.ca/en/S-1.3/SOR-2002-76/177597.html> [Également disponible en français : MJ. 2004. Règlement sur les activités en mer dans le parc marin du Saguenay — Saint-Laurent. Ministère de la Justice. Consulté le 30 avril 2004 : <https://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2002-76/page-1.html>.]
- Doniol-Valcroze, T., D. Berteaux, P. Larouche et R. Sears. 2007. Influence of thermal fronts on habitat selection by four rorqual whale species in the Gulf of St. Lawrence. Marine Ecology Progress Series 335:207-216.
- Donovan, G.P. 1991. A review of IWC stock boundaries. Report of the International Whaling Commission Special Issue 13:39-68.

- Douglas, A.B., J. Calambokidis, S. Raverty, S.J. Jeffries, D.M. Lambourn et S.A. Norman. 2008. Incidence of ship strikes of large whales in Washington state. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 88:1121-1132.
- Drucker, P. 1951. *The Northern and Central Nootkan Tribes*. Bureau of American Ethnology Bulletin 144. Smithsonian Institution, Washington, DC.
- Dunlop, R.A., M.J. Noad, R.D. McCauley, E. Kniest, R. Slade, D. Paton et D.H. Cato. 2017. The behavioural response of migrating humpback whales to a full seismic airgun array. *Proceedings of the Royal Society B*:doi 10.1098/rspb.2017.1901
- Edwards, E.F., C. Hall, T.J. Moore, C. Sheredy et J.V. Redfern. 2015. Global distribution of Fin Whales *Balaenoptera physalus* in the post-whaling era (1980-2012). *Mammal Review* 54:197-214.
- Erbe, C., C. Reichmuth, K. Cunningham, K. Lucke et R. Dooling. 2016. Communication masking in marine mammals: A review and research strategy. *Marine Pollution Bulletin* 103:15-38.
- Erbe, C., R. Williams, D. Sandilands et E. Ashe. 2014. Identifying modeled ship noise hotspots for marine mammals of Canada's Pacific region. *PloS one* 9(3): e89820.
- Falcone, E.A. et G.S. Schorr. 2014. Distribution and demographics of marine mammals in SOCAL through photoidentification, genetics, and satellite telemetry. Naval Postgraduate School: Monterey, California. Fischer. 1829. Synopsis Mammalium. J.G. Cottae, Stuttgart.
- Folkens, P.A., R.R. Reeves, P.J. Clapham, B.S. Stewart et J.A. Powell. 2002. Guide to Marine Mammals of the World, First edition. A. A. Knopf Inc., New York, NY.
- Ford, J.K.B., R.M. Abernethy, A.V. Phillips, J. Calambokidis, G.M. Ellis et L.M. Nichol. 2010a. Distribution and relative abundance of cetaceans in Western Canadian waters from ship surveys. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2913. v + 51 p.
- Ford, J.K.B., B. Koot, S. Vagle, N. Hall-Patch et G. Kamitakahara. 2010b. Passive acoustic monitoring of large whales in offshore waters of British Columbia. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2898. v + 30 p.
- Ford, J.K.B. 2014. Marine Mammals of British Columbia. Royal BC Museum Handbook, Victoria, BC.
- Ford, J.K.B. et R. R. Reeves. 2008. Fight or flight: antipredator strategies of baleen whales. *Mammal Review* 38: 50-86.
- Fossi, M.C., L. Marsili, M. Bains, M. Giannetti, D. Coppola, C. Guerranti, I. Caliani, R. Minutoli, G. Lauriano, M.G. Finoia, F. Rubegni, S. Panigada, M. Bérubé, J. Urbán Ramírez et C. Panti. 2016. Fin Whales and microplastics: the Mediterranean Sea and the Sea of Cortez scenarios. *Environmental Pollution* 209:68-78.
- Frasier, T.R. et B.A. Frasier. 2016. Assessment of population structure in eastern North Pacific Fin Whales off Vancouver Island. Unpubl. report prepared for the Pacific Biological Station, Fisheries and Oceans Canada, Nanaimo, BC. 19 pp.

- Friday, N. A., A. N. Zerbini, J. M. Waite, S. E. Moore et P. J. Clapham. 2013. Cetacean distribution and abundance in relation to oceanographic domains on the eastern Bering Sea shelf in June and July of 2002, 2008, and 2010. *Deep-Sea Research II* 94:244-256.
- Friedlaender, A.S., J.A. Goldbogen, E.L. Hazen, J. Calambokidis et B. L. Southall. 2015. Feeding performance by sympatric blue and Fin Whales exploiting a common prey resource. *Marine Mammal Science* 31:345-354.
- Fujino, K. 1960. Immunogenetic and marking approaches to identifying sub-populations of the North Pacific whales. *The Scientific Reports of the Whales Research Institute* 15:84-142.
- Fujino, K. 1963. Serological identification of breeding populations of Fin Whales taken from the Gulf of Alaska and the west coast of British Columbia. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries* 29(11):985-990.
- Gailey, G., B. Würsig et T.L. McDonald. 2007. Abundance, behavior, and movement patterns of western gray whales in relation to a 3-D seismic survey, Northeast Sakhalin Island, Russia. *Environmental Monitoring and Assessment* 134:75-91.
- Galbraith, P.S., J. Chasse, P. Larouche, D. Brickman, L. Devine et C. Lafleur. 2012. Physical Oceanographic Conditions in the Gulf of St. Lawrence in 2012. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/026: v + 89pp.
- Gambell, R. 1985. Fin Whale *Balaenoptera physalus* (Linnaeus, 1758). Pages 171-192 in S.H. Ridgway et R. Harrison [eds.]. *Handbook of Marine Mammals: The Sirenians and Baleen Whales*. Academic Press, London, England.
- Gaskin, D.E. 1976. The evolution, zoogeography and ecology of Cetacea. *Oceanography and Marine Biology: Annual Review* 14:247-346.
- Gaskin, D.E. 1982. *The Ecology of Whales and Dolphins*. Heinemann, London, England.
- Gaskin, D.E. 1983. The Marine Mammal Community. Pages 245-268 in M.L.H. Thomas [ed.]. *Marine and Coastal Systems of the Quoddy Region, New Brunswick*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 64. [Également disponible en français : Gaskin, D.E. 1983. Mammifères marins. Pages 260-284 in M.L.H. Thomas [ed.]. *Systèmes littoraux et océaniques de la région de Quoddy (Nouveau-Brunswick)*. Publication spéciale canadienne des sciences halieutiques et aquatiques 64.]
- Gaspard, D., C. Ramp, J. Delarue, S. Landry et R. Sears. 2017 Entanglement threat has been underestimated for three rorqual species in the Gulf of St. Lawrence. In *Proceedings of the 22nd Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, 22-27 October 2017, Halifax, NS, Canada*.
- Gauthier, J.M., C.D. Metcalfe et R. Sears. 1997. Chlorinated organic contaminants in blubber biopsies Northwestern Atlantic balaenopterid whales summering in the Gulf of St. Lawrence. *Marine Environmental Research* 44:201-223.

- Gavrilchuk, K., V. Lesage, C. Ramp, R. Sears, M. Bérubé, S. Bearhop et G. Beauplet. 2014. Trophic niche partitioning among sympatric baleen whale species following the collapse of groundfish stocks in the Northwest Atlantic. *Marine Ecology Progress Series* 497:285-301.
- Geijer, C.K.A., P. Building, G. Notarbarolo di Sciara et S. Panigada. 2016. Mysticete migration revisited: are Mediterranean Fin Whales an anomaly? *Mammal Review* 46(4):1-13.
- Giard, J., S. Thompson et M. Bérubé. 2001. Sex differences in grouping patterns and the demographic structure of fin whales in the St. Lawrence Estuary. In: 14th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals. 28 November-3 December, Vancouver, Canada. p.82. Abstract only.
- Gomez, C., J.W. Lawson, A.J. Wright, A.D. Buren, D. Tollit et V. Lesage. 2016. A systematic review on the behavioural responses of wild marine mammals to noise: the disparity between science and policy. *Canadian Journal of Zoology* 94:801-819.
- Gordon, J.C.D., D. Gillespie, J. Potter, A. Frantzis, M.P. Simmonds et R. Swift. 1998. The effects of seismic surveys on marine mammals. Pages 6.1-6.34 in M.L. Tasker et C. Weir [eds]. *Proceedings of the seismic and marine mammals' workshop*, London.
- Gregr, E.J. 2004. Marine mammals in the Hecate Strait ecosystem. *Canadian Technical Report of the Fisheries and Aquatic Sciences* 2503:56 p.
- Gregr, E.J., L. Nichol, J.K.B. Ford, G. Ellis et A.W. Trites. 2000. Migration and population structure of northeastern Pacific whales off coastal British Columbia: An analysis of commercial whaling records from 1908-1967. *Marine Mammal Science* 16:699-727.
- Gregr, E.J. et A.W. Trites. 2001. Predictions of critical habitat for five whale species in the waters of coastal British Columbia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58:1265-1285.
- Guenther, T.J., R.W. Baird, R. Bates, P.M. Willis, R.L. Hahn et S.G. Wischniowski. 1995. Strandings and fishing gear entanglement of cetaceans off the west coast of Canada in 1994. *International Whaling Commission Meeting Document SC/47/06*.
- Gunnlaugsson, T. et G. Víkingsson. 2006. Analysis of biological parameters in Fin Whales (*Balaenoptera physalus*) with respect to segregation on the whaling grounds west of Iceland. *International Whaling Commission SC/58/103:11 pp*.
- Hain, J.H.W., M.J. Ratnaswamy, R.D. Kenney et H.E. Winn. 1992. The Fin Whale, *Balaenoptera physalus*, in waters of the northeastern United States continental shelf. *Report of the International Whaling Commission* 42:653-669.
- Hammond, P., C. Lacey, A. Gilles, S. Viquerat, P. Boerjesson, H. Herr, K. Macleod, V. Ridoux, M. Santos *et al.* 2017. Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys. Report prepared by Wageningen Marine Research.

- Harris, C.M., L. Thomas, E.A. Falcone, J. Hildebrand, D. Houser, P.H. Kvadsheim, F.-P.A. Lam, P.J.O. Miller, D.J. Moretti, A.J. Read, H. Slabbekoorn, B.L. Southall, P.L. Tyack, D. Wartzok et V.M. Janik. 2018. Marine mammals and sonar: dose response studies, the risk-disturbance hypothesis and the role of exposure context. *Journal of Applied Ecology* 55:396-404.
- Harvey, G.K.A., T.A. Nelson, C.H. Fox et P.C. Paquet. 2017. Quantifying marine mammal hotspots in British Columbia, Canada. *Ecosphere* 8(7):e01884.
- Hatch, L.T. et C.W. Clark. 2004. Acoustic differentiation between Fin Whales in both the North Atlantic and North Pacific Oceans, and integration with genetic estimates of divergence. *International Whaling Commission SC/56/SD6*:37 p.
- Hayes S.A., E. Josephson, K. Maze-Foley et P.E. Rosel [eds.] 2016. US Atlantic and Gulf of Mexico Marine Mammal Stock Assessments - 2016. NOAA Tech Memo NMFS NE 241; 274 p. Disponible à l'adresse suivante : National Marine Fisheries Service, 166 Water Street, Woods Hole, MA 02543-1026, ou en ligne à : <http://www.nefsc.noaa.gov/publications/>
- Heide-Jørgensen, M.P., K.L., Laidre, M. Simon, M.L. Burt, D.L. Borchers et M. Rasmussen. 2010. Abundance of Fin Whales in West Greenland in 2007. *Journal of Cetacean Resource Management* 11(2):83-88.
- Henry A.G., T.V.N. Cole, M. Garron et L. Hall. 2011. Mortality and serious injury determinations for baleen whale stocks along the Gulf of Mexico, United States and Canadian eastern seaboard, 2005-2009. US Department of Commerce, Northeast Fisheries Science Center Reference Document 11-18. 24 p.
- Henry A.G., T.V.N. Cole, L. Hall L, W. Ledwell, D. Morin D et A. Reid. 2016. Serious injury and mortality determinations for baleen whale stocks along the Gulf of Mexico, United States East Coast and Atlantic Canadian Provinces, 2010-2014. US Department of Commerce, Northeast Fisheries Science Center Reference Document 16-10. 51 p.
- Herman, A.W., D.D. Sameoto et A.R. Longhurst. 1981. Vertical and horizontal distributional patterns of copepods near the shelf break south of Nova Scotia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 38:1065-1076.
- Hermosilla, C., L.M. Silva, S. Kleinertz, R. Prieto, M.A. Silva et A. Taubert. 2016. Endoparasite survey of free-swimming baleen whales (*Balaenoptera musculus*, *B. physalus*, *B. borealis*) and sperm whales (*Physeter macrocephalus*) using non/minimally invasive methods. *Parasitology Research* 115:889-896.
- Hershkovitz, P. 1966. Catalog of living whales. Smithsonian Institution, Washington, D.C. U.S. National Museum Bulletin 246, 259 pp.
- Hildebrand, J. A. 2009. Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Marine Ecology Progress Series* 395:5-20.
- Hobbs, K.E., D.C.G. Muir et E. Mitchell. 2001. Temporal and biogeographic comparisons of PCBs and persistent organochlorine pollutants in the blubber of Fin Whales from eastern Canada in 1971-1991. *Environmental Pollution* 114:243-254.

- Hooker, S.K., H. Whitehead et S. Gowans. 1999. Marine protected area design and the spatial and temporal distributions of cetaceans in a submarine canyon. *Conservation Biology* 13:592-602.
- Huelsbeck, D.R. 1988. Whaling in the precontact economy of the central Northwest coast. *Arctic Anthropology* 25:1-15.
- Ingebrigtsen, A. 1929. Whales caught in the North Atlantic and other seas. Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer. *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions* 56:123-135.
- IPCC. 2013. *Climate Change: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Stocker TF, Qin D, Plattner G-K, Tignor M, Allen SK *et al.* (eds.) Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- IWC. 2018. Catches taken: under objection or under reservation. International Whaling Commission. Consulté le 7 mai 2018 : https://iwc.int/table_objection
- Jefferson, T.A., S. Leatherwood et M.A. Webber. 1993. *FAO species identification guide: Marine Mammals of the World.* United Nations Food and Agriculture Organization, Rome.
- Jefferson, T.A., P.J. Stacey et R.W. Baird. 1991. A review of killer whale interactions with other marine mammals: predation to co-existence. *Mammal Review* 21:151-180.
- Jefferson, T.A., M.A. Webber et R.L. Pitman. 2015. *Marine Mammals of the World; Second Edition.* Academic Press, San Diego, CA. 608 pp.
- Jensen, A.S. et G.S. Silber. 2004. Large whale ship strike database. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-25. 37 p.
- Johnson A., G. Salvador, J. Kenny, J. Robbins, S. Kraus, S. Landry et P. Clapham. 2005. Analysis of fishing gear involved in entanglement of right and humpback whales. *Marine Mammal Science* 21:635-645.
- Jones, B., S. Rankin et E. Archer. 2011. Fin Whale acoustics as a tool to assess stock structure in the North Pacific. NOAA NMFS Technical Memorandum NOAA-TM-NMFS-SWFSC-485. 28 p.
- Jonsson, G. 2018. Hvalur hf. resumes whale hunting in Iceland. Icenews, Reykjavik, Iceland. Consulté le 7 mai 2018 : <http://www.icenews.is/about/#axzz5Eq6FlsTx>
- Katona, S.K., V. Rough et D.T. Richardson. 1993. *A Field Guide to the Whales, Porpoises and Seals from Cape Cod to Newfoundland, Fourth edition.* Smithsonian Institution Press, Washington, DC.
- Kawamura, A. 1980. A review of food of the Balaenopterid whales. *The Scientific Reports of the Whales Research Institute* 34:59-91.
- Keen, E.M. 2017. Aggregative and feeding thresholds of sympatric rorqual whales within a fjord system. *Ecosphere* 8(3):e01702.

- Kingsley, M.C.S. et R.R. Reeves. 1998. Aerial surveys of cetaceans in the Gulf of St. Lawrence in 1995 and 1996. *Canadian Journal of Zoology* 76:1529-1550.
- Knowlton, A.R., P.K. Hamilton, M.K. Marx, H.M. Pettis et S.D. Kraus. 2012. Monitoring North Atlantic right whale *Eubalaena glacialis* entanglement rates: a 30 yr retrospective. *Marine Ecology Progress Series* 466:293-302.
- Koot, B. 2015. Winter behaviour and population structure of Fin Whales (*Balaenoptera physalus*) in British Columbia inferred from passive acoustic data. Thèse, University of British Columbia, Vancouver, BC. 111 p.
- Laidre, K.L., I. Stirling, L.F. Lowry, Ø. Wiig, M.P. Heide-Jørgensen et S.H. Ferguson. 2008. Quantifying the sensitivity of Arctic marine mammals to climate-induced habitat change. *Ecological Applications*. 18(sp2).
- Laist, D.W., A.R. Knowlton, J.G. Mead, A.S. Collet et M. Podesta. 2001. Collisions between ships and whales. *Marine Mammal Science* 17:35-75.
- Lambertsen, R.H. 1986. Disease of the common Fin Whale (*Balaenoptera physalus*): Crassicaudosis of the urinary system. *Journal of Mammalogy* 76:353-366.
- Lambertsen, R.H. 1992. Crassicaudosis: A parasitic disease threatening the health and population recovery of large baleen whales. *Reviews of the Science and Technology Office for International Epizootics* 11:1131-1141.
- Lawson, J.W. et J.-F. Gosselin. 2009. Distribution and preliminary abundance estimates for cetaceans seen during Canada's marine megafauna survey - A component of the 2007 TNASS. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2009/031. vi + 28 p.
- Lawson, J. et J.-F. Gosselin. 2018 (*sous presse*). Abundance and distribution of cetaceans during the North Atlantic International Sighting Survey (NAISS) in 2016 *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2018.
- Leatherwood, S., R.R. Reeves, W.F. Perrin et W.E. Evans. 1988. Whales, dolphins and porpoises of the Eastern North Pacific and adjacent Arctic waters: A guide to their identification. *Dover Publications Inc.*, New York, NY.
- Lien, J. 1994. Entrapments of large cetaceans in passive inshore fishing gear in Newfoundland and Labrador (1979-1990). *Report of the International Whaling Commission*:149-157.
- Lockyer, C. 1984. Review of baleen whale (Mysticeti) reproduction and implications for management. *Report of the International Whaling Commission Special Issue* 6:27-48.
- Lockyer, C. et S.G. Brown. 1979. A review of the recent biological data for Fin Whale populations off Iceland. *Report of the International Whaling Commission* 29:185-189.
- Lockyer, C., R. Gambell et S. G. Brown. 1977. Notes on age data on Fin Whales taken off Iceland 1967-74. *Rep. Int. Whal. Commn* 27: 427-449.
- Lockyer, C. et T. Waters. 1986. Weights and anatomical measurements of northeastern fin and sei whales. *Marine Mammal Science* 2:169-185.

- Lynch, K. et H. Whitehead. 1984. Changes in the abundance of large whales off Newfoundland and Labrador, 1976- 1983, with special reference to the finback whale. Int. Whaling Com. Sci. Com. Doc. SC/36/02: 8p
- Macintosh, N.A. 1965. The stocks of whales. Fish News Books Ltd., London, England.
- Matsuoka, K., S. Mizroch, Y.-R. An, S. Kumagai et K. Hirose. 2013. Cruise report of the 2012 IWC-Pacific Ocean Whale and Ecosystem Research (IWC-POWER). IWC Report SC/65a/IA08. 43 p.
- McDonald, M.A., J.A. Hildebrand et S.M. Wiggins. 2006. Increases in deep ocean ambient noise in the Northeast Pacific west of San Nicolas Island, California. Journal of the Acoustical Society of America 120:711-718.
- Mesnick, S. et K. Ralls. 2002. Sexual Dimorphism. Pages 1071-1078 in W.F. Perrin, B. Wursig et J.G.M. Thewissen [eds.]. Encyclopedia of Marine Mammals. Academic Press, San Diego, CA.
- Mitchell, E. 1972. Assessments of northwest Atlantic fin whale stocks. Report of the International Whaling Commission 22:111-118.
- Mitchell, E. 1974. Present status of northwest Atlantic fin and other whale stocks. Pages 108-169 in W. E. Schevill [ed.] The whale problem: A status report. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Mitchell, E. 1975. Trophic relationships and competition for food in the Northwest Atlantic whales. Pages 123-133 in M. D.B. Burtt [ed.]. Proceedings of the Canadian Society of Zoologists Annual Meeting.
- Mitchell, E., V.M. Kozickj et R.R. Reeves. 1986. Sightings of right whales, *Eubalaena glacialis*, on the Scotian Shelf 1966-1972. Report of the International Whaling Commission Special Issue 10:83-107.
- Mizroch, S.A., D.W. Rice et J.M. Breiwick. 1984. The Fin Whale, *Balaenoptera physalus*. Marine Fisheries Review 46(4):20-24.
- Mizroch, S.A., D.W. Rice, D. Zwiefelhofer, J. Waite et W.L. Perryman. 2009. Distribution and movements of Fin Whales in the North Pacific ocean. Mammal Review 39(3):193-227.
- Monks, G. G., A. D. McMillan et D. E. St. Claire. 2001. Nuuk-Chah-Nulth whaling: Archaeological insights into antiquity, species preferences, and cultural importance. Arctic Anthropology 38:60-81.
- Moore, S.E. et H.P. Huntington. 2008. Arctic marine mammals and climate change: impacts and resilience. Ecological Application 18(2) Supplement: s157–s165.
- Moore, S.E., K.M. Stafford, D.K. Mellinger et J. Hildebrand. 2006. Listening for large whales in the offshore waters of Alaska. AIBS Bulletin 56:49-55.
- Moors-Murphy, H.B., J.W. Lawson et J. Wingfield. 2018. Occurrence of finwhales (*Balaenoptera physalus*) off Nova Scotia, Newfoundland, and Labrador. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018

- Muir, D.C.G., B. Braune, B. DeMarch, R. Norstrom, R. Wagemann, L. Lockhart, B. Hargrave, D. Bright, R. Addison, J. Payne et K. Reimer. 1999. Spatial and temporal trends and effects of contaminants in the Canadian Arctic marine ecosystem: a review. *Science of the Total Environment* 230:84-144.
- Murase H., K. Matsuoka, T. Ichii et S. Nishiwaki. 2002. Relationship between the distribution of euphausiids and baleen whales in the Antarctic (35 degrees E–145 degrees W). *Polar Biology* 25:135–145
- Muto, M.M., V.T. Helker, R.P. Angliss, B.A. Allen, P.L. Boveng, J.M. Breiwick, M.F. Cameron, P.J. Clapham, S.P. Dahle, M.E. Dahlheim, B.S. Fadely, M.C. Ferguson, L.W. Fritz, R.C. Hobbs, Y.V. Ivashchenko, A.S. Kennedy, J.M. London, S.A. Mizroch, R.R. Ream, E.L. Richmond, K.E.W. Sheldon, R.G. Towell, P.R. Wade, J.M. Waite et A.N. Zerbini. 2017. Alaska marine mammal stock assessments, 2016. U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-AFSC-355, 366 p. doi:10.7289/V5/TM-AFSC-355. Site Web : <http://www.afsc.noaa.gov/Publications/AFSC-TM/NOAA-TM-AFSC-355.pdf>
- Nadeem, K., J.E. Moore, Y. Zhang et H. Chipman. 2016. Integrating Population Dynamics Models and Distance Sampling Data: A Spatial Hierarchical State-Space Approach. *Ecology* 97:1735-1745.
- NatureServe. 2018. NatureServe Explorer: An Online Encyclopedia of Life. Conservation statuses of the Fin Whale. Consulté le 28 mars 2018 : <http://explorer.natureserve.org>.
- Nemoto, T. 1962. A secondary sexual character of Fin Whales. *Scientific Reports of the Whales Research Institute* 16:89-193.
- Nichol, L.M., E.J. Gregr, R.D. Flinn, J.K.B. Ford, R. Gurney, L. Michaluk et A. Peacock. 2002. British Columbia commercial whaling catch data 1908 to 1967: A detailed description of the B.C. historic whaling database. *Canadian Technical Report of the Fisheries and Aquatic Sciences* 2371:vi + 77 p. [Également disponible en français : Nichol, L.M., R.M. Abernethy, B.M. Wright, S. Heaslip, L.D. Spaven, J.R. Towers, J.F. Pilkington, E.H. Stredulinsky et J.K.B. Ford. 2018. Tendances dans la répartition, les déplacements et la fidélité à l'habitat du rorqual commun (*Balaenoptera physalus*) dans les eaux canadiennes du Pacifique. *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech.* 2017/004. vii + 58 p.]
- Nichol, L.M. et J.K.B. Ford. 2012. Information relevant to the assessment of critical habitat for Blue, Fin, Sei and North Pacific Right Whales in British Columbia. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2011/137. vi + 31 p.
- Nichol, L.M., B.M. Wright, P. O'Hara et J.K.B. Ford. 2017. Risk of lethal vessel strikes to humpback and Fin Whales off the west coast of Vancouver Island, Canada. *Endangered Species Research* 32:373-390.
- Nichol, L.M., R.M. Abernethy, B.M. Wright, S. Heaslip, L.D. Spaven, J.R. Towers, J.F. Pilkington, E.H. Stredulinsky et J.K.B. Ford. 2018. Distribution, movements and habitat fidelity patterns of Fin Whales (*Balaenoptera physalus*) in Canadian Pacific waters. *DFO Canadian Science Advisory Secretariat Research Document* 2017/004. vii + 50 p.

- Nichols, O. C. et U. T. Tscherter. 2011. Feeding of sea lampreys *Petromyzon marinus* on minke whales *Balaenoptera acutorostrata* in the St Lawrence Estuary, Canada. *Journal of Fish Biology* 78: 338-343.
- NOAA. 2018. 2015-2016 Large Whale Unusual Mortality Event in the Western Gulf of Alaska, United States and British Columbia (Closed). Consulté le 30 mai 2018 : <https://www.fisheries.noaa.gov/national/marine-life-distress/2015-2016-large-whale-unusual-mortality-event-western-gulf-alaska>
- Notarbartolo-Di-Sciara, G., M. Zanardelli, M. Jahoda, S. Panigada et S. Airoidi. 2003. The Fin Whale *Balaenoptera physalus* (L. 1758) in the Mediterranean Sea. *Mammal Review* 33:105-150.
- Oleson, E.M, A. Širović, A.R. Bayless et J.A. Hildebrand. 2014. Synchronouseasonal change in Fin Whale song in the North Pacific. *PLoS One* 9(12):e115678.
- Omura, H. 1950. Whales in the adjacent waters of Japan. *Scientific Report of the Whales Research Institute* 4:27-113.
- O'Shea, T.J. et R.L.J. Brownell. 1994. Organochlorine and metal contaminants in baleen whales—a review and evaluation of conservation implications. *Science of the Total Environment* 154:179-200.
- Oshumi, S. et S. Wada. 1974. Status of whale stocks in the North Pacific, 1972. *Report of the International Whaling Commission* 25:114-126.
- Palka, D.L. 2005. Aerial surveys in the northwest Atlantic: estimation of $g(0)$. *Proceeding of the Workshop on estimation of $g(0)$ in line-transect surveys of cetaceans*, 28 March 2004, Kolmården, Sweden.
- Palka, D.L. 2012. Cetacean abundance estimates in US northwestern Atlantic Ocean waters from summer 2011 line transect survey. *Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc.* 12-29. 37 pp.
- Panigada, S., G. Pesante, M. Zanardelli, F. Capoulade, A. Gannier et M.T. Weinrich. 2006. Mediterranean Fin Whales at risk from fatal ship strikes. *Marine Pollution Bulletin* 52:1287-1298.
- Perkins, J. et H. Whitehead. 1977. Observations on three species of baleen whales off Northern Newfoundland adjacent waters. *Journal of the Fisheries Resources Board of Canada* 34:1436-1440.
- Perry, S.L., D.P. DeMaster et G.K. Silber. 1999. The Great Whales: History and status of six species listed as endangered under the U.S. Endangered Species Act of 1973. *Marine Fisheries Review* 61:1-74.
- Pesante, G., M. Zanardelli et S. Panigada. 2000. Evidence of man-made injuries on Mediterranean Fin Whales. *European Research on Cetaceans* 14:192-193.
- Pike, D.G., T. Gunnlaugsson, G.A. Víkingsson et B. Mikkelsen. 2007. Estimates of the abundance of Fin Whales (*Balaenoptera physalus*) from the T-NASS Icelandic and Faroese ship surveys conducted in 2007. *International Whaling Commission SC/60/PF113*.

- Pike, G.C. et I.B. MacAskie. 1969. Marine Mammals of British Columbia. Fisheries Research Board of Canada Bulletin 171, Ottawa, ON.
- Pilkington, J.F., E.H. Stredulinsky, R.M. Abernethy, R.M. et J.K.B. Ford. 2018. Patterns of Fin Whale (*Balaenoptera physalus*) seasonality and relative distribution in Canadian Pacific waters inferred from passive acoustic monitoring. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/032. vii + 26 p. [Également disponible en français : Pilkington, J.F., E.H. Stredulinsky, R.M. Abernethy, R.M. et J.K.B. Ford. 2018. Profils de la saisonnalité et de la répartition relative du rorqual commun (*Balaenoptera physalus*) dans les eaux du Pacifique canadien inférés grâce à la surveillance acoustique passive. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc de rech. 2018/032. vi + 30 p.]
- Ramp, C., J. Delarue, M. Bérubé, P.S. Hammond, R. Sears. 2014. Fin Whale survival and abundance in the Gulf of St. Lawrence, Canada. *Endangered Species Research* 23:125-132.
- Ramp, C., J. Delarue, P.J. Palsbøll, R. Sears et P.S. Hammond. 2015. Adapting to a warmer ocean—seasonal shift of baleen whale movements over three decades. *PloS One* 10(3):e0121374.
- Ratnaswamy, M.J. et H.E. Winn. 1993. Photogrammetric estimates of allometry and calf production in Fin Whales, *Balaenoptera physalus*. *Journal of Mammalogy* 74:323-330.
- Redfern, J.V., M.F. McKenna, T.J. Moore, J. Calambokidis, M.L. DeAngelis, E.A. Becker, J. Barlow, K.A. Forney, P.C. Fiedler et S.J. Chivers. 2013. Assessing the risk of ships striking large whales in marine spatial planning. *Conservation Biology* 27:292-302.
- Redfern, J.V., L.T. Hatch, C. Caldow, M.L. DeAngelis, J. Gedamke, S. Hastings, L. Henderson, M.F. McKenna, T.J. Moore et M.B. Porter. 2017. Assessing the risk of chronic shipping noise to baleen whales off Southern California, USA. *Endangered Species Research* 32: 153-167.
- Rice, D.W. 1998. *Marine Mammals of the World: Systematics and Distribution*. The Society for Marine Mammalogy, Lawrence, KS.
- Richardson, W.J., C.R.J. Greene, C.I. Malme et D.H. Thomson. 1995. *Marine mammals and noise*. Academic Press, San Diego, CA.
- Robbins, J. 2009. Scar-based inference into Gulf of Maine humpback whale entanglement: 2003-2006. Report to the Northeast Fisheries Science Center, NMFS, Woods Hole, MA.
- Robertson, F.C. et A.W. Trites. 2018. Ecology, archaeology and historical accounts demonstrate the whaling practices of the Quileute tribe in Washington State. *SAA Archaeological Record*.
- Rocha Jr., R.C., P.J. Clapham et Y.V. Ivashchenko. 2014. Emptying the oceans: A summary of industrial whaling catches in the 20th century. *Mar. Fish. Rev.* 76:37–48.

- Rockwood R.C., J. Calambokidis et J. Jahncke. 2017. High mortality of blue, humpback and Fin Whales from modeling of vessel collisions on the U. S. West Coast suggests population impacts and insufficient protection. PLoS ONE 12(8): e0183052
- Rolland, R.M., S.E. Parks, K.E. Hunt, M. Castellote, P.J. Corkeron, D.P. Nowacek, S.K. Wasser et S.D. Kraus. 2012. Evidence that ship noise increases stress in right whales. Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences, 279:2363-2368.
- Ross, P.S. 2002. The role of immunotoxic environmental contaminants in facilitating the emergence of infectious diseases in marine mammals. Human and Ecological Risk Assessment 8:277-292.
- Roy, N., Y. Simard, F. Aulancier et S. Giard. 2018 (*sous presse*). Fin Whale continuous frequentation of St. Lawrence habitats from multi-year PAM series. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/####. vi + ## p.
- RQUMM. 2005-2018. Réseau québécois d'urgences pour les mammifères marins Rapport annuel/Québec Marine Mammal Emergency Network Call Center Annual Reports for the years 2004-2017. Groupe de recherche et d'éducation sur les mammifères marins (GREMM), Tadoussac, Québec, Canada.
- Sanpera, C., M. Gonzalez et L. Jover. 1996. Heavy metals in two populations of North Atlantic Fin Whales (*Balaenoptera physalus*). Environmental Pollution 91:299-307.
- Scales, K. L., G.S. Schorr, E.L. Hazen, S.J. Bograd, P.I. Miller, R.D. Andrews, A.N. Zerbini et E.A. Falcone. 2017. Should I stay or should I go? Modelling year-round habitat suitability and drivers of residency for Fin Whales in the California Current. Diversity and Distributions 23:1204-1215.
- Schleimer A., C. Ramp, J. Delarue, A. Carpentier, M. Bérubé, P.J. Palsbøll, R. Sears et P.S. Hammond. 2019. Decline in abundance and apparent survival rates of fin whales (*Balaenoptera physalus*) in the northern Gulf of St. Lawrence. Ecology and Evolution: ece3.505
- Seipt, I.E., P.J. Clapham, C.A. Mayo et M.P. Hawvermale. 1990. Population Characteristics of Individually Identified Fin Whales (*Balaenoptera physalus*) in Massachusetts Bay. Fishery Bulletin 88:271-278.
- Sergeant, D. 1966. Populations of large whale species in the western North Atlantic with special reference to the Fin Whale. Circular No. 9. Arctic Biological Station, Ste. Anne de Bellevue, PQ. xvii + 13 p.
- Sergeant, D. 1977. Stocks of Fin Whales (*Balaenoptera physalus*) in the North Atlantic Ocean. Report of the International Whaling Commission 35:357-362.
- Silva, M.A, R. Prieto, I. Jonsen, M.F. Baumgartner et R.S. Santos. 2013. North Atlantic blue and Fin Whales suspend their spring migration to forage in middle latitudes: building up energy reserves for the journey? PloS One 8(10):e76507.

- Simard, Y. et D. Lavoie. 1999. The rich krill aggregation of the Saguenay-St. Lawrence Marine Park: hydroacoustic and geostatistical biomass estimates, structure, variability, and significance for whales. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56:1182-1197.
- Simard, Y., N. Roy et C. Gervaise. 2008. Masking of blue and Fin Whales low-frequency vocalizations by shipping noise in the Saguenay-St. Lawrence Marine Park. *Bioacoustics*, 17:183-185
- Simon, M., K.M. Stafford, K. Beedholm, C.M. Lee et P.T. Madsen. 2010. Singing behavior of Fin Whales in the Davis Strait with implications for mating, migration and foraging. *Journal of the Acoustical Society of America* 128(5):3200-3210.
- Širović, A., L.N. Williams, S.M. Kerosky, S.M. Wiggins et J.A. Hildebrand. 2013. Temporal separation of two Fin Whale call types across the eastern North Pacific. *Marine Biology* 160:47-57.
- Širović, A., A. Rice, E. Chou, J.A. Hildebrand, S.M. Wiggins et M.A. Roch. 2015. Seven years of blue and Fin Whale call abundance in the Southern California Bight. *Endangered Species Research* 28(1):61-76.
- Stafford, K.M., D.K. Mellinger, S.E. Moore et C.G. Fox. 2007. Seasonal variability and detection range modeling of baleen whale calls in the Gulf of Alaska, 1999-2002. *J. Acoust. Soc. Am.* 122(6):3378-3390.
- Stone, C.J. 2003. The effects of seismic activity on marine mammals in UK waters, 1998-2000. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, UK. 78 p.
- Sullivan-Lord, R., C. Ramp, J. Delarue, R. Sears, M. Bérubé et P. Palsbøll. 2017. Declining reproductive success of humpback and fin whales in the Gulf of St. Lawrence from 2005 to 2016. Oral presentation at 22nd Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, 22-27 October 2017, Halifax, NS, Canada.
- Tasker, M.L., J. Karwatowski, P.G. H. Evans et D. Thompson. 1998. Introduction. *In* M.L. Tasker and C. Weir, editors. *Proceedings of the seismic and marine mammals workshop*, London, England.
- Tershy, B., D. Breese et C.S. Strong. 1990. Abundance, seasonal distribution and population compositions of balaenopterid whales in the Canal de Ballenas, Gulf of California, Mexico. *Report of the International Whaling Commission Special Issue* 12:369-375.
- Thompson, P.O., L.T. Findley et O. Vidal. 1992. 20-Hz pulses and other vocalizations of Fin Whales, *Balaenoptera physalus*, in the Gulf of California, Mexico. *J. Acoust. Soc. Am.* 92(6):3051-3057.
- Tonnessen, J.N. et A.O. Johnsen. 1982. *The History of Modern Whaling*. C. Hurst and Co., London, England.
- Trumble, S.J., S.A. Norman, D.D. Crain, F. Mansouri, Z.C. Winfield, R. Sabin, C.W. Potter, C.M. Gabriele et S. Usenko. 2018. Baleen whale cortisol levels reveal a physiological response to 20th century whaling. *Nature Communications*, 9: 4587.

- Van der Hoop, J., P. Corkeron et M. Moore. 2017. Entanglement is a costly lifehistory stage in large whales. *Ecology and Evolution* 7:92-106.
- Víkingsson, G. A. 1990. Energetic studies on fin and sei whales caught off Iceland. Report of the International Whaling Commission 40:365-373.
- Víkingsson, G. A. 1997. Feeding of Fin Whales (*Balaenoptera physalus*) off Iceland—diurnal and seasonal variation and possible rates. *Journal of Northwest Atlantic Fisheries Science* 22 77-89.
- Volgenau, L., S.D. Kraus et J. Lien. 1995. The impact of entanglements on two substocks of the western North Atlantic humpback whale, *Megaptera novaeangliae*. *Canadian Journal of Zoology* 73:1689-1698.
- Waring, G.T., J.M. Quintal et C.P. Fairfield. 2002. U.S. Atlantic and Gulf of Mexico Marine Mammal Stock Assessments: 2002. NOAA Technical Memorandum NMFS-NE-169. 328 p.
- Weilgart, L.S. 2007. The impacts of anthropogenic ocean noise on cetaceans and implications for management. *Canadian Journal of Zoology*, 85:1091-1116.
- Weller, D.W. 2018. Predation on marine mammals. In: *Encyclopedia of Marine Mammals, Third Edition*. B. Würsig, J.G.M. Thewissen et K.M. Kovacs [eds.]. Elsevier, San Diego, CA. p. 778-780.
- Whitehead, H. 2013. Trends in cetacean abundance in the Gully submarine canyon, 1988–2011, highlight a 21% per year increase in Sowerby's beaked whales (*Mesoplodon bidens*). *Canadian Journal of Zoology* 91:141-148.
- Whitehead, H. et C. Carlson. 1988. Social behaviour of feeding finback whales off Newfoundland: Comparisons with the sympatric humpback whale. *Canadian Journal of Zoology* 66:217-221.
- Whitehead, H. et J.E. Carscadden. 1985. Predicting inshore whale abundance—whales and capelin off the Newfoundland coast. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42:976-981.
- Whitehead, H. et C. Glass. 1985. The significance of the Southeast Shoal of the Grand Bank to humpback whales and other cetacean species. *Canadian Journal of Zoology* 63:2617-2625.
- Whitehead, H., D. Bowen, S. Hooker et S. Gowans. 1998. Marine mammals of the Gully region. Pages 186-221 in W.G. Harrison et D.G. Fenton [eds.]. Gully scientific review. Department of Fisheries and Oceans, Ottawa.
- Williams, R. et P. O'Hara. 2010. Modelling ship strike risk to fin, humpback and killer whales in British Columbia, Canada. *Journal of Cetacean Research and Management* 11:1-8.
- Williams, R. et L. Thomas. 2007. Distribution and abundance of marine mammals in the coastal waters of British Columbia, Canada. *Journal of Cetacean Resource Management* 9(1):15-28.

- Willis, P.M., T.J. Guenther, R. Bates, R.W. Baird et M.L. McAdie. 1996. Strandings and fishing gear entanglements of cetaceans off the west coast of Canada in 1995. International Whaling Commission Meeting Document SC/48/O2.
- Woodley, T.H. et D.E. Gaskin. 1996. Environmental characteristics of north Atlantic right and Fin Whale habitat in the lower Bay of Fundy, Canada. *Canadian Journal of Zoology* 74:75-84.
- Wright, A.J., N.A. Soto, A.L. Baldwin, M. Bateson, C.M. Beale, C. Clark, T. Deak, E.F. Edwards, A. Fernández, A. Godinho et L.T.Hatch. 2007. Anthropogenic noise as a stressor in animals: a multidisciplinary perspective. *International Journal of Comparative Psychology*, 20(2-3):250-273.
- Zerbini, A.N., J.M. Waite, J.L. Laake et P.R. Wade. 2006. Abundance, trends and distribution of baleen whales off Western Alaska and the central Aleutian Islands. *Deep-Sea Research I* 53:1772-1790.

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT

Julien Delarue participe à la recherche sur les mammifères marins depuis 2001. De 2001 à 2008, il a participé à des études de terrain sur le rorqual commun menées par la Station de recherche des îles Mingan (MICS) dans le golfe du Saint-Laurent. Depuis 2003, il est conservateur du catalogue de photo-identification et de la base de données des observations. Sa thèse de maîtrise ès sciences portait sur la structure démographique du rorqual commun, évaluée à l'aide de chants et de répertoires vocaux dans l'Atlantique Nord-Ouest. Depuis qu'il s'est joint à JASCO Applied Sciences en 2008, il a poursuivi ses recherches sur les chants de rorquals communs dans l'Atlantique Nord et le Pacifique Nord, et a dirigé plusieurs programmes de surveillance acoustique des mammifères marins le long de la côte est du Canada.

John Ford participe à des études sur le terrain des mammifères marins au large de la côte ouest du Canada depuis le milieu des années 1970. Il a étudié les mammifères marins pour son baccalauréat spécialisé en sciences (1976) et son doctorat (1985) en zoologie à l'Université de la Colombie-Britannique. Récemment retraité, il a été chef de la Section des mammifères marins à la Station biologique du Pacifique du MPO de 2001 à 2017. Avant son arrivée au MPO, M. Ford était scientifique principal chargé des mammifères marins et directeur de la recherche et de la conservation à l'Aquarium de Vancouver. Il est également professeur auxiliaire à l'Institut des océans et des pêches (Institute for the Oceans and Fisheries) du Département de zoologie de l'Université de Colombie-Britannique. Il est membre du Groupe de spécialistes des cétacés de l'UICN.

Christian Ramp mène des recherches sur les baleines à fanons pour la MICS dans le golfe du Saint-Laurent depuis 1997. Il est également chercheur universitaire au sein de l'Unité de recherche sur les mammifères marins (Sea Mammal Research Unit) de l'Université St. Andrews (University of St. Andrews). Depuis qu'il a terminé son doctorat, il coordonne la recherche pour la MICS. Monsieur Ramp s'intéresse principalement aux paramètres démographiques des baleines à fanons, et a publié plusieurs articles sur l'abondance, la survie et le recrutement des rorquals bleus, communs et à bosse. Il a contribué à la recommandation sur l'habitat essentiel du rorqual bleu de l'Atlantique et a agi à titre d'examineur externe pour les documents de recherche du MPO examinés par des pairs.

Eva Stredulinsky travaille à la Station biologique du Pacifique du MPO (Nanaimo, Colombie-Britannique) comme technicienne de recherche et biologiste depuis 2009. Elle mène des recherches sur les espèces de cétacés inscrites à l'annexe 1 de la LEP dans les eaux du Pacifique canadien. Son travail s'est principalement concentré sur les populations d'épaulards du Pacifique, dans le cadre duquel elle a évalué l'habitat essentiel, l'écologie de l'alimentation ainsi que la dynamique démographique et sociale de la population océanique, des populations résidentes du nord et du sud du Pacifique et de la population de Bigg (population de passage). Madame Stredulinsky possède également une vaste expérience des relevés en mer et aériens des grandes baleines. Dans le cadre de sa maîtrise ès sciences de l'Université de Victoria (University of Victoria), elle a examiné le phénomène de la division matrilineaire chez la population menacée d'épaulards résidents du nord.

COLLECTIONS EXAMINÉES

Aucune collection n'a été examinée lors de la rédaction du présent rapport.

Annexe 1. Évaluation des menaces pesant sur le rorqual commun (population de l'Atlantique).

Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème	<i>Balaenoptera physalus</i>	Identification de l'élément	Nom français	Rorqual commun, UD de l'Atlantique
Date de la version:	2019/20/01			
Rédacteurs de la version :	Eva Stredulinsky, John Ford, Christian Ramp, Hal Whitehead, Kristiina Ovaska, Barrie Ford, Greg Wilson, Ruben Boles, Benoît Laliberté, Stephanie Ratelle, Mark Basterfield, Danielle Cholewiak, Katie Kawarski, Hilary Moors-Murphy, Rui Prieto, Tonya Wimmer, Per Palsboll, Thomas Doniol Valcroze, Scott Landry, Kim Parsons, Steve Ferguson, Lea Gelling, Karen Timm, James Pilkington, Linda Nichol, Brianna Wright			
Référence :	Rapport de situation de six mois du COSEPAC			
Durée d'une génération :	25 ans			
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	Minimum de la plage d'intensité	
	A Très élevé	0	0	
	B Élevé	0	0	
	C Moyen	1	0	
	D Faible	3	4	
	Impact global des menaces calculé :	Élevé	Moyen	
	Impact global des menaces attribué :	BC = Élevé-moyen		
	Ajustement de la valeur de l'impact global calculée – justifications :			
	Impact global des menaces – commentaires :	Taille de la population : environ 1 500 animaux (estimation non corrigée avec biais négatif)		

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
1	Développement résidentiel et commercial		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable ou déclin de < 1 % de la population	Insignifiante/négligeable ou passée	
1.1	Zones résidentielles et urbaines						
1.2	Zones commerciales et industrielles						
1.3	Zones touristiques et récréatives						
2	Agriculture et aquaculture		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable ou déclin de < 1 % de la population	Insignifiante/négligeable ou passée	
2.1	Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois						
2.2	Plantations pour la production de bois et de pâte						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
2.3	Élevage de bétail						
2.4	Aquaculture en mer et en eau douce						
3	Production d'énergie et exploitation minière	CD	Moyen-faible	Généralisée (71-100 %)	Moderée-légère	Élevée (continue)	
3.1	Forage pétrolier et gazier	CD	Moyen-faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée-légère	Élevée (continue)	L'exploration sismique et le forage dans le cadre de l'industrie pétrolière et gazière au large des côtes sont courants dans la plus grande partie de l'habitat du rorqual commun à l'est du Canada. Les individus peuvent être forcés de quitter les zones d'exploration sismique active. Le forage peut causer du bruit sous l'eau pendant des périodes prolongées, et le bruit produit par les propulseurs sur les véhicules à positionnement dynamique pour le forage en mer profonde peut être fort et continu sur de longues périodes (des semaines à des mois). Ainsi, les perturbations et les déplacements sont préoccupants.
3.2	Exploitation de mines et de carrières						
3.3	Énergie renouvelable		Non calculé (hors de la période d'évaluation)	Restreinte-petite	Inconnue	Faible (long terme)	Des parcs éoliens en mer pourraient être aménagés dans l'habitat du rorqual commun, mais l'intérêt actuel est faible.
4	Corridors de transport et de service	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère ou déclin de 1-10 % de la population	Élevée (continue)	
4.1	Routes et voies ferrées						
4.2	Lignes de services publics						
4.3	Voies de transport par eau	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère ou déclin de 1-10 % de la population	Élevée (continue)	On examine ici le risque potentiel de collision entre un rorqual commun et un navire n'importe où dans le domaine vital de l'espèce et non seulement dans les voies de transport désignées. On inclut également l'exposition de la population au bruit des navires. Ceux-ci produisent des bruits sous-marins à basse fréquence qui recoupent la portée auditive des rorquals communs. Les navires sont présents dans tout l'habitat canadien du rorqual commun et, par conséquent, la population entière est exposée au bruit et aux collisions potentielles.
4.4	Corridors aériens						
5	Utilisation des ressources biologiques	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère ou déclin de 1-10 % de la population	Élevée (continue)	
5.1	Chasse et capture d'animaux terrestres						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
5.2	Cueillette de plantes terrestres						
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois						
5.4	Pêche et récolte de ressources aquatiques	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère ou déclin de 1-10 % de la population	Élevée (continue)	Le risque possible d'enchevêtrement d'un rorqual commun est globalement inférieur à celui de certaines autres espèces (p. ex. rorqual à bosse et baleine franche), mais l'UD entière est exposée à la pêche. Toutefois, la mortalité et la réduction de la fécondité due à l'enchevêtrement pourraient être importantes pour les individus qui occupent principalement les zones côtières, où jusqu'à 50 % des rorquals communs arborent des cicatrices d'enchevêtrement. La gravité inclut la prise annuelle autorisée de 20 rorquals communs dans les eaux du Groenland.
6	Intrusions et perturbations humaines	D	Faible	Petite (1-10 %)	Légère ou déclin de 1-10 % de la population	Élevée (continue)	
6.1	Activités récréatives		Négligeable	Petite (1-10 %)	Négligeable ou déclin de < 1 % de la population	Élevée (continue)	Les rorquals communs pourraient être forcés de se déplacer dans des zones d'observation intensive des baleines (p. ex. golfe du Saint-Laurent), ce qui pourrait avoir des effets négatifs sur certaines classes d'âge/de sexe (p. ex. femelles en lactation avec leurs petits).
6.2	Guerre, troubles civils et exercices militaires	D	Faible	Petite (1-10 %)	Légère ou déclin de 1-10 % de la population	Élevée (continue)	Les exercices militaires peuvent poser problème, mais aucune donnée n'a été publiée sur les effets.
6.3	Travail et autres activités						
7	Modifications des systèmes naturels		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable ou déclin de < 1 % de la population	Insignifiante/négligeable ou passée	
7.1	Incendies et suppression des incendies						
7.2	Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrage						
7.3	Autres modifications de l'écosystème						
8	Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Élevée (continue)	
8.1	Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes						Pourrait constituer un problème, mais on ne dispose pas de données à ce sujet.
8.2	Espèces indigènes problématiques						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
8.3	Matériel générique introduit						
8.4	Espèces ou agents pathogènes problématiques d'origine inconnue						
8.5	Maladies d'origine virale ou maladies à prions						
8.6	Maladies de cause inconnue		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Élevée (continue)	Présence de parasites humains sur les rorquals communs des Açores, mais on en sait peu sur la gravité.
9	Pollution		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	
9.1	Eaux usées domestiques et urbaines		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Élevée (continue)	Les effluents domestiques, industriels ou agricoles peuvent provoquer l'eutrophisation des eaux côtières (principalement), ce qui entraîne la prolifération d'algues (toxiques) et réduit l'oxygène dans l'eau. Les effets pourraient toucher les rorquals communs tout au long de la chaîne trophique, comme l'indique la mortalité massive de rorquals à bosse dans le golfe du Maine. Les effets des microplastiques provenant des eaux usées urbaines sont abordés à la menace 9.4.
9.2	Effluents industriels et militaires		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Élevée (continue)	Des déchets industriels, tels que les polluants organiques persistants, ont été trouvés dans la graisse de nombreuses espèces de baleines, avec une accumulation plus élevée chez les mâles, mais plus faible chez les baleines à fanons, comme le rorqual commun. Aucun effet direct sur la santé n'a été démontré à ce jour, en partie à cause des difficultés d'étudier le lien de causalité.
9.3	Effluents agricoles et sylvicoles		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Élevée (continue)	Voir la menace 9.1.
9.4	Déchets solides et ordures		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	De gros morceaux de déchets solides (plastique) ont entraîné la mort de nombreux cétacés, en particulier des odontocètes, qui plongent plus en profondeur, mais également de grandes baleines à fanons. L'existence de microplastiques dans la colonne d'eau et leur accumulation dans la chaîne alimentaire constituent un risque potentiellement important, mais jusqu'ici inconnu et peu étudié. Comme pour les contaminants, les concentrations dans ces grands prédateurs pourraient avoir un effet potentiel sur le système immunitaire et le système reproducteur.
9.5	Polluants atmosphériques						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
9.6	Apports excessifs d'énergie						La pollution sonore est prise en compte aux menaces 3.1, 4.3 et 6.2.
10	Phénomènes géologiques		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable ou déclin de < 1 % de la population	Insignifiante/négligeable ou passée	
10.1	Volcans						
10.2	Tremblements de terre et tsunamis						
10.3	Avalanches et glissements de terrain						
11	Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	
11.1	Déplacement et altération de l'habitat		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Les caractéristiques de l'habitat changeront probablement dans toute l'aire de répartition de l'espèce, mais d'une façon qui est actuellement imprévisible.
11.2	Sécheresses						
11.3	Températures extrêmes						Les fluctuations de température sont susceptibles d'avoir un effet sur le stock de proies, et des changements positifs et négatifs sont prévus pour l'avenir. Pris en compte à la menace 11.1.
11.4	Tempêtes et inondations						

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

Annexe 2. Évaluation des menaces pesant sur le rorqual commun (population du Pacifique).

Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème	<i>Balaenoptera physalus</i>	Identification de l'élément		Nom français	Rorqual commun, UD du Pacifique
Date de la version :	2019/29/01				
Rédacteurs de la version :	Eva Stredulinsky, John Ford, Christian Ramp, Hal Whitehead, Kristiina Ovaska, Barrie Ford, Greg Wilson, Ruben Boles, Benoît Laliberté, Stéphanie Ratelle, Mark Basterfield, Danielle Cholewiak, Katie Kawarski, Hilary Moors-Murphy, Rui Prieto, Tonya Wimmer, Per Palsboll, Thomas Doniol Valcroze, Scott Landry, Kim Parsons, Steve Ferguson, Lea Gelling, Karen Timm, James Pilkington, Linda Nichol, Brianna Wright				
Références :	Rapport de situation de six mois du COSEPAC				
Durée d'une génération :	25 ans				
Guide pour le calcul de l'impact global des menaces :	Impact des menaces		Comptes des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact		
			Maximum de la plage d'intensité	Minimum de la plage d'intensité	
	A	Très élevé	0	0	
	B	Élevé	0	0	
	C	Moyen	0	0	
	D	Faible	4	4	
	Impact global des menaces calculé :		Moyen	Moyen	
	Impact global des menaces attribué :		C = Moyen		
	Ajustement de la valeur de l'impact global calculée – justifications :				
	Impact global des menaces – commentaires :		Taille de la population : Inconnue, mais probablement au moins de 200 à 500 individus. On a abordé la question de savoir si les menaces sont réellement des menaces ou plutôt des facteurs limitatifs empêchant le rétablissement de la population qui, historiquement, a été fortement réduite par la chasse à la baleine. Le processus de calcul des menaces ne décrit pas bien la situation des espèces à longue durée de vie et en voie de rétablissement, comme les baleines. Cette population est en croissance et continuera probablement de l'être, car elle se remet des pertes passées. Toutefois, les catégories de menace déterminées entraveront le rétablissement si elles ne sont pas gérées de façon appropriée.		

Menace		Impact (calculé)	Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
1	Développement résidentiel et commercial	Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable ou déclin de < 1 % de la population	Insignifiante/négligeable ou passée	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
1.1	Zones résidentielles et urbaines						
1.2	Zones commerciales et industrielles						
1.3	Zones touristiques et récréatives						
2	Agriculture et aquaculture		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable ou déclin de < 1 % de la population	Insignifiante/négligeable ou passée	
2.1	Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois						
2.2	Plantations pour la production de bois et de pâte						
2.3	Élevage de bétail						
2.4	Aquaculture en mer et en eau douce						
3	Production d'énergie et exploitation minière	D	Faible	Grande-restreinte	Légère ou déclin de 1-10 % de la population	Modérée (court terme)	
3.1	Forage pétrolier et gazier		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Modérée-légère	Faible (long terme)	Il n'y a actuellement aucune exploration ou exploitation pétrolière et gazière dans l'aire de répartition du rorqual commun, bien qu'il soit possible que cela puisse se produire à l'avenir.
3.2	Exploitation de mines et de carrières						
3.3	Énergie renouvelable	D	Faible	Grande-restreinte	Légère ou déclin de 1-10 % de la population	Modérée (court terme)	Un important projet d'aménagement de parc éolien extracôtier a récemment été approuvé, et les travaux d'aménagement et de construction devraient commencer au cours des prochaines années. L'emplacement du parc éolien proposé se trouve dans une partie de l'aire de répartition du rorqual commun du Pacifique (nord du détroit d'Hécate), à proximité de zones connues pour leur grande utilisation par le rorqual commun. Le bruit sous-marin est associé à la construction, qui pourrait insonifier ces zones à forte fréquentation, suscitant des inquiétudes.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
4	Corridors de transport et de service	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère ou déclin de 1-10 % de la population	Élevée (continue)	
4.1	Routes et voies ferrées						
4.2	Lignes de services publics						
4.3	Voies de transport par eau	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère ou déclin de 1-10 % de la population	Élevée (continue)	Cela inclut le risque possible d'une collision entre un rorqual commun et un navire n'importe où dans le domaine vital de l'espèce, et non seulement dans les voies de transport désignées. En plus du risque de collision avec les navires, on inclut dans cette évaluation l'exposition de la population au bruit des navires. Les navires produisent des bruits sous-marins à basse fréquence qui recoupent la portée auditive des rorquals communs. Les collisions avec les navires sont une source connue de mortalité, mais leur ampleur est mal connue. Les navires se trouvent n'importe où dans l'habitat du rorqual commun du Pacifique canadien et, par conséquent, toute la population est exposée au bruit et aux collisions potentielles, bien que le risque soit élevé dans les voies de navigation.
4.4	Corridors aériens						
5	Utilisation des ressources biologiques		Négligeable	Grande (31-70 %)	Négligeable ou déclin de < 1 % de la population	Élevée (continue)	
5.1	Chasse et capture d'animaux terrestres						
5.2	Cueillette de plantes terrestres						
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
5.4	Pêche et récolte de ressources aquatiques		Négligeable	Grande (31-70 %)	Négligeable ou déclin de < 1 % de la population	Élevée (continue)	On manque actuellement de données sur les taux d'enchevêtrement des rorquals communs dans les eaux du Pacifique. Il existe une possibilité d'enchevêtrement, quoique jugé moins menaçante que pour d'autres baleines à fanons (p. ex. rorquals à bosse et baleines franches). Peu de chevauchement probable entre les espèces ciblées par les pêches et le régime alimentaire du rorqual commun.
6	Intrusions et perturbations humaines	D	Faible	Restreinte (11-30 %)	Légère ou déclin de 1-10 % de la population	Élevée (continue)	
6.1	Activités récréatives		Négligeable	Petite (1-10 %)	Négligeable ou déclin de < 1 % de la population	Élevée (continue)	L'observation des baleines se limite surtout à de petites zones du centre et du nord de la côte de la Colombie-Britannique.
6.2	Guerre, troubles civils et exercices militaires	D	Faible	Restreinte (11-30 %)	Légère ou déclin de 1-10 % de la population	Élevée (continue)	Il existe des données acoustiques, obtenues grâce à la surveillance acoustique scientifique ciblant les grandes baleines, prouvant l'utilisation de sonars et d'explosifs militaires dans l'ensemble des eaux du Pacifique canadien. Les exercices militaires qui se déroulent au large de la côte ouest de l'île de Vancouver dans une zone d'entraînement désignée peuvent poser problème. Bien qu'il n'existe aucune donnée publiée sur les effets entraînés sur le rorqual commun dans cette zone particulière, il y a des comptes rendus publiés sur les réactions comportementales du rorqual commun à ces activités acoustiques à d'autres endroits.
6.3	Travail et autres activités						
7	Modifications des systèmes naturels		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable ou déclin de < 1 % de la population	Insignifiante/négligeable ou passée	
7.1	Incendies et suppression des incendies						

Menace		Impact (calculé)	Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
7.2	Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrage					
7.3	Autres modifications de l'écosystème					
8	Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques					
8.1	Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes					Pourrait constituer un problème, mais aucune donnée n'est disponible.
8.2	Espèces indigènes problématiques					
8.3	Matériel générique introduit					
8.4	Espèces ou agents pathogènes problématiques d'origine inconnue					
8.5	Maladies d'origine virale ou maladies à prions					
8.6	Maladies de cause inconnue					
9	Pollution	Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	
9.1	Eaux usées domestiques et urbaines	Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Le rejet d'effluents domestiques ou agricoles peut provoquer l'eutrophisation des eaux côtières (principalement), la prolifération d'algues (toxiques) et réduit l'oxygène dans l'eau. Ce problème est localisé dans les zones urbanisées où la présence du rorqual commun est rare dans le Pacifique.

Menace		Impact (calculé)	Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
9.2	Effluents industriels et militaires	Inconnu	Inconnue	Inconnue	Élevée (continue)	Des déchets industriels, tels que les polluants organiques persistants, ont été trouvés dans la graisse de nombreuses espèces de baleines, bien qu'ils soient généralement faibles chez les baleines à fanons. Aucun effet direct sur la santé n'a été démontré à ce jour, en partie à cause de la difficulté d'étudier le lien de causalité. L'étendue du chevauchement entre les zones où sont rejetés des effluents industriels et militaires et l'habitat connu du rorqual commun dans le Pacifique est incertaine.
9.3	Effluents agricoles et sylvicoles	Inconnu	Inconnue	Inconnue	Élevée (continue)	
9.4	Déchets solides et ordures	Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	De gros morceaux de déchets solides (plastique) ont entraîné la mort de nombreux cétacés, en particulier des odontocètes, qui plongent plus en profondeur, mais également de grandes baleines à fanons. La présence de microplastiques dans la colonne d'eau et leur accumulation dans la chaîne alimentaire constituent un risque potentiellement important, mais jusqu'ici inconnu et peu étudié. Comme pour les contaminants, les concentrations dans ces grands prédateurs pourraient avoir un effet potentiel sur le système immunitaire et le système reproducteur.
9.5	Polluants atmosphériques					
9.6	Apports excessifs d'énergie					La pollution sonore est prise en compte aux menaces 3.1, 4.3 et 6.2.
10	Phénomènes géologiques	Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable ou déclin de < 1 % de la population	Insignifiante/négligeable ou passée	
10.1	Volcans					
10.2	Tremblements de terre et tsunamis					
10.3	Avalanches et glissements de terrain					

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
11	Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère ou déclin de 1-10 % de la population	Modérée (court terme)	
11.1	Déplacement et altération de l'habitat	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère ou déclin de 1-10 % de la population	Modérée (court terme)	La récente mortalité massive de rorquals communs en Alaska coïncidant avec des efflorescences d'algues toxiques provoquées par le climat soulève des inquiétudes au sujet de cette menace dans le Pacifique.
11.2	Sécheresses						
11.3	Températures extrêmes						Les fluctuations de température sont susceptibles d'avoir un effet sur le stock de proies, et des changements positifs et négatifs sont prévus pour l'avenir. Pris en compte à la menace 11.1.
11.4	Tempêtes et inondations						

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