

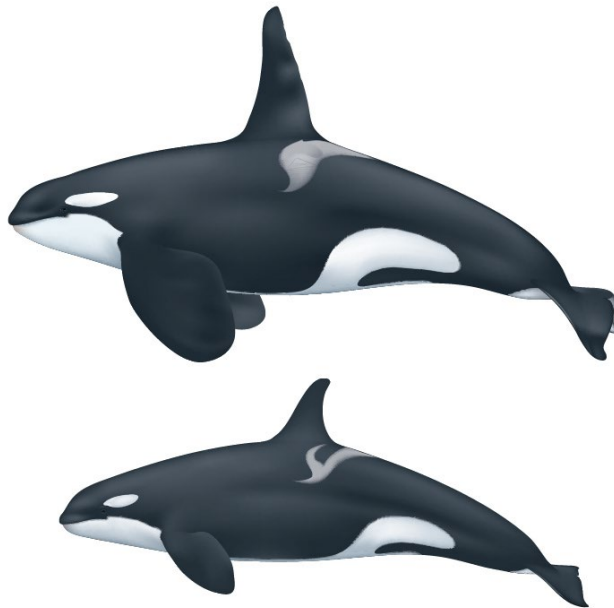
Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur

L'épaulard *Orcinus orca*

Population résidente du sud du Pacifique Nord-Est
Population résidente du nord du Pacifique Nord-Est
Population migratrice du Pacifique Nord-Est
Population océanique du Pacifique Nord-Est
Population de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique

au Canada



Population résidente du sud du Pacifique Nord Est – EN VOIE DE DISPARITION
Population résidente du nord du Pacifique Nord Est – MENACÉE
Population migratrice du Pacifique Nord Est – MENACÉE
Population océanique du Pacifique Nord Est – MENACÉE
Population de l'Atlantique Nord Ouest et de l'est de l'Arctique – PRÉOCCUPANT
2023

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. 2023. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'épaulard (*Orcinus orca*), population résidente du sud du Pacifique Nord-Est, population résidente du nord du Pacifique Nord-Est, population migratrice du Pacifique Nord-Est, population océanique du Pacifique Nord-Est et population de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique, au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, xxxiv +135 p. (<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril.html>).

Rapports précédents :

COSEPAC. 2008. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'épaulard (*Orcinus orca*), population résidente du sud, population résidente du nord, population migratrice de la côte Ouest, population océanique et populations de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique, au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. ix + 70 p. (<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril.html>).

COSEPAC. 2001. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'épaulard (*Orcinus orca*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. x + 51 p. (<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril.html>).

Baird, R. 1999. COSEWIC assessment and update status report on the Killer Whale *Orcinus orca* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife In Canada. Ottawa. ix + 47 pp.

Note de production :

Le COSEPAC remercie Randall Reeves (Okapi Wildlife Associates) d'avoir rédigé le rapport de situation sur l'épaulard (*Orcinus orca*), population résidente du sud du Pacifique Nord-Est, population résidente du nord du Pacifique Nord Est, population migratrice du Pacifique Nord-Est, population océanique du Pacifique Nord Est et population de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique, au Canada, aux termes d'un marché conclu avec Environnement et Changement climatique Canada. La supervision et la révision du rapport ont été assurées par John K. B. Ford, 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

Courriel : cosewic-cosepac@ec.gc.ca
www.cosepac.ca

Also available in English under the title "COSEWIC (assessment and status report on the Killer Whale *Orcinus orca*, Northeast Pacific Southern Resident population, Northeast Pacific Northern Resident population, Northeast Pacific Transient Killer Whale population, Northeast Pacific Offshore population, and Northwest Atlantic / Eastern Arctic population in Canada."

Illustration de la couverture : Épaulards résidents – mâle (en haut) et femelle (en bas). Source : Uko Gorter.



COSEPAC Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – Décembre 2023

Nom commun

Épaulard – Population résidente du sud du Pacifique Nord-Est

Nom scientifique

Orcinus orca

Statut

En voie de disparition

Justification de la désignation

La population de ce prédateur marin longévif et piscivore au sommet du réseau trophique est très petite (46 individus matures) et continue de diminuer. Il n'y a pas d'immigration de source externe, et la population montre des signes de dépression de consanguinité. La population est limitée et dépend de la disponibilité et de l'abondance de sa principale proie, le saumon chinook, dont les faibles effectifs actuels devraient continuer. Les baleines sont également menacées par l'augmentation du trafic maritime et les perturbations acoustiques associées, les contaminants, les collisions avec des navires et, possiblement, les déversements d'hydrocarbures.

Répartition

Colombie-Britannique, océan Pacifique

Historique du statut

Une seule désignation « menacée » a été accordée aux populations résidentes du Pacifique Nord en avril 1999. Divisées en trois populations en novembre 2001. La population résidente du sud du Pacifique Nord-Est a été désignée « en voie de disparition » en novembre 2001. Réexamen et confirmation du statut en novembre 2008 et en décembre 2023.

Sommaire de l'évaluation – Décembre 2023

Nom commun

Épaulard – Population résidente du nord du Pacifique Nord-Est

Nom scientifique

Orcinus orca

Statut

Menacée

Justification de la désignation

La population de ce prédateur marin longévif et piscivore au sommet du réseau trophique est petite (environ 176 individus matures) et dépend de la disponibilité de sa principale proie, le saumon chinook, dont les faibles effectifs actuels devraient continuer. Cette baleine est menacée par les perturbations physiques et acoustiques, les collisions avec des navires, les contaminants et, possiblement, les déversements d'hydrocarbures. Cette population correspond aux critères de la catégorie « en voie de disparition », mais sa taille augmente lentement (moyenne de 2 % par an) depuis le début du suivi, en 1974, signe probable qu'elle se remet de la mortalité causée par l'humain et de la capture à l'état vivant à des fins d'exposition au public.

Répartition

Colombie-Britannique, océan Pacifique

Historique du statut

Une seule désignation « menacée » a été accordée aux populations résidentes du Pacifique Nord en avril 1999. Divisées en trois populations en novembre 2001. La population résidente du nord du Pacifique Nord-Est a été désignée « menacée » en novembre 2001. Réexamen et confirmation du statut en novembre 2008 et en décembre 2023.

Sommaire de l'évaluation – Décembre 2023

Nom commun

Épaulard – Population migratrice du Pacifique Nord-Est

Nom scientifique

Orcinus orca

Statut

Menacée

Justification de la désignation

La population de ce prédateur longévif se trouvant au sommet du réseau trophique et se nourrissant de mammifères marins est petite (environ 192 individus matures). Cette baleine est menacée par les perturbations acoustiques et physiques, la réduction potentielle de l'abondance des proies, les collisions avec des navires et, possiblement, les déversements d'hydrocarbures. Toutefois, la population semble avoir augmenté lentement depuis le milieu des années 1970, lorsque le suivi a commencé, et sa base de proies, composée de pinnipèdes et de petits cétacés, est actuellement stable ou à la hausse.

Répartition

Colombie-Britannique, océan Pacifique

Historique du statut

Espèce désignée « préoccupante » en avril 1999. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « menacée » en novembre 2001 et en novembre 2008. Réexamen et confirmation du statut en décembre 2023.

Sommaire de l'évaluation – Décembre 2023

Nom commun

Épaulard – Population océanique du Pacifique Nord-Est

Nom scientifique

Orcinus orca

Statut

Menacée

Justification de la désignation

La population de ce prédateur marin longévif au sommet du réseau trophique est petite (environ 160 individus matures), et son régime alimentaire est axé sur les requins et les raies. Cette baleine est menacée par les contaminants, les perturbations acoustiques et physiques, les collisions avec des navires, le déclin potentiel de la disponibilité de proies et, possiblement, les déversements d'hydrocarbures. Toutefois, la population ne semble pas en déclin.

Répartition

Colombie-Britannique, océan Pacifique

Historique du statut

Une seule désignation « menacée » a été accordée aux populations résidentes du Pacifique Nord en avril 1999. Divisées en trois populations en novembre 2001. La population océanique du Pacifique Nord-Est a été désignée « préoccupante » en novembre 2001. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « menacée » en novembre 2008. Réexamen et confirmation du statut en décembre 2023.

Sommaire de l'évaluation – Décembre 2023

Nom commun

Épaulard – Population de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique

Nom scientifique

Orcinus orca

Statut

Préoccupante

Justification de la désignation

L'aire de répartition de ce prédateur marin longévif au sommet du réseau trophique s'est récemment étendue dans l'est de l'Arctique, et la fréquence des observations a augmenté, probablement en raison de la disponibilité de nouvelles zones de chasse découlant du déclin de la glace de mer estivale. On en sait peu sur la présence et l'abondance de cette baleine ailleurs dans son aire de répartition. L'espèce est menacée par la chasse, les contaminants et les perturbations acoustiques et physiques dues à l'augmentation du trafic maritime. La petite taille de la population (probablement moins de 1 000 individus matures et peut-être même moins de 250), les menaces connues et possibles, le cycle vital et les caractéristiques culturelles justifient la désignation de l'espèce comme « préoccupante ».

Répartition

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

Historique du statut

Espèce étudiée en avril 1999 et en novembre 2001, et classée dans la catégorie « données insuffisantes ». Réexamen en novembre 2008 et désignée « préoccupante ». Réexamen et confirmation du statut en décembre 2023.



COSEPAC Résumé

Épaulard *Orcinus orca*

Description et importance de l'espèce sauvage

L'épaulard (*Orcinus orca*), ou orque, se reconnaît facilement à sa grande nageoire dorsale triangulaire et à sa coloration distinctive, noir et blanc. Une seule espèce est reconnue, mais la taxinomie du genre *Orcinus* fait toujours l'objet de débats.

Connaissances autochtones

Toutes les espèces sont importantes et sont interreliées et interdépendantes. Les connaissances traditionnelles autochtones (CTA) ont été prises en compte dans les sections pertinentes du rapport.

Répartition

L'épaulard est présent dans tous les océans du monde. Au Canada, cinq unités désignables (UD) sont reconnues. La population résidente du sud du Pacifique Nord-Est (UD1) se rencontre généralement au sud de l'île de Vancouver en été et en automne, mais son aire de répartition peut être plus vaste à d'autres moments de l'année. La population résidente du nord du Pacifique Nord-Est (UD2) est présente depuis le sud-ouest de l'île de Vancouver jusqu'au sud-est de l'Alaska. La population migratrice du Pacifique Nord-Est (mieux connue, en Colombie-Britannique, sous le nom de population d'épaulards de Bigg) (UD3) est présente dans toutes les eaux côtières de la Colombie-Britannique. Les individus de la population océanique du Pacifique Nord-Est (UD4) sont observés moins fréquemment, mais l'on sait qu'ils se déplacent sur de longues distances dans les eaux côtières extérieures de la Colombie-Britannique. L'épaulard est généralement moins commun dans l'Atlantique Nord-Ouest et l'est de l'Arctique (UD5), mais les individus y sont largement répartis.

Habitat

L'épaulard peut tolérer de larges plages de salinité, de température et de turbidité, et sa répartition semble être déterminée principalement par la répartition et l'accessibilité de ses proies. La diminution de l'étendue et de la durée de la glace de mer, attribuable au réchauffement de l'océan, crée de nouvelles zones d'habitat pour l'épaulard (et lui offre de nouvelles proies) dans la baie d'Hudson et dans l'Extrême-Arctique.

Biologie

L'épaulard est un prédateur longévif de niveau trophique supérieur. Il est possible de distinguer les individus des uns des autres grâce à leurs cicatrices et aux variations de pigmentation de leur peau et de forme de leur nageoire dorsale. Les paramètres du cycle vital chez les populations résidentes en Colombie-Britannique ont été estimés à partir des données d'études d'identification photographique (photo-identification) accumulées depuis près de 50 ans. On ignore dans quelle mesure ces estimations s'appliquent aussi aux autres populations. La longévité est d'au moins 80 ans chez les femelles et de 40 à 50 ans chez les mâles. L'âge à la première mise bas varie entre 12 et 17 ans, et les femelles ne produisent qu'un seul petit tous les 5 ans. La durée de génération est de 26 à 29 ans. Les femelles qui ont plus de 40 ans connaissent une longue période de sénescence reproductive. Les épaulards résidents sont exceptionnels parmi les mammifères marins en ce sens qu'il n'y a pas de dispersion des individus à partir de leur groupe natal, quel que soit leur sexe. Cela ne semble pas être le cas des épaulards migrateurs.

En Colombie-Britannique, les populations résidentes et la population migratrice se nourrissent d'un grand nombre d'espèces de proies, mais elles ont des régimes alimentaires remarquablement différents. Les épaulards résidents se nourrissent de poissons, en particulier de saumons chinooks et de saumons kétas, tandis que les épaulards migrateurs se nourrissent de mammifères marins. Les requins et les poissons de niveau trophique supérieur prédominent dans le régime alimentaire des épaulards océaniques. Des observations font état d'épaulards de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique se nourrissant de mammifères marins et de poissons.

Taille et tendances des populations

La population résidente du sud comptait 70 individus en 1974 et 73 en 2021, et celle du nord, 132 individus en 1975 et 332 en 2021. La population résidente du nord a continué à augmenter de façon assez régulière depuis le début du suivi au milieu des années 1970. En revanche, bien que la population résidente du sud ait augmenté de façon relativement constante jusqu'au milieu des années 1990, ses effectifs ont surtout diminué depuis. Les deux populations ont connu des augmentations ou des diminutions annuelles de près de 3 % environ sur plusieurs années consécutives. La population migratrice (de Bigg) a augmenté au cours des dernières décennies et comptait au moins 349 individus en 2018. La population océanique en Colombie-Britannique compte environ 300 individus, mais on dispose de peu de données sur la tendance pour cette population. D'après des données très limitées, on pense qu'au moins 160 individus fréquentent l'est de l'Arctique canadien pendant l'été et, en date de 2013, 67 individus avaient été photo-identifiés entre le Labrador et la Nouvelle-Écosse.

Menaces et facteurs limitatifs

Les carcasses d'épaulards sont rarement retrouvées, et la plupart de nos connaissances concernant les menaces pesant sur eux sont inférées suivant une méthode basée sur le poids de la preuve. Les épaulards de la côte Ouest vivent en petites populations distinctes, qui sont ainsi intrinsèquement vulnérables aux augmentations du taux de mortalité ou aux diminutions du succès reproductif. Les échanges et les croisements entre ces populations semblent extrêmement rares, ce qui limite ou empêche tout « sauvetage » génétique ou démographique. Par ailleurs, vu leur régime alimentaire spécialisé figé, les individus résidents, les individus migrants et, très probablement, les individus océaniques sont vulnérables aux diminutions de la quantité ou de la qualité de leurs proies. On ne sait pas si la population de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique s'est spécialisée de la même façon.

Les principales menaces anthropiques pesant sur les populations du Pacifique Nord-Est sont la raréfaction des proies, les perturbations (physiques et acoustiques) et les contaminants. Ces menaces peuvent agir de façon synergique. Les interactions avec les pêches commerciales (notamment comme prises accessoires), les collisions avec les navires et les déversements d'hydrocarbures sont également préoccupants. On en sait moins sur les menaces qui pèsent sur les épaulards de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'Arctique. Certains individus de la population de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique peuvent être chassés dans les eaux du Groenland. Les changements climatiques ont probablement une incidence indirecte sur l'épaulard, car ils influent sur leurs proies et sur les activités humaines.

Protection, statuts et classements

Au Canada, l'épaulard est protégé par le Règlement sur les mammifères marins, pris en application de la Loi sur les pêches ainsi que par la Loi sur les parcs nationaux du Canada et la Loi sur les aires marines de conservation du Canada. La situation des cinq populations d'épaulards au Canada a été évaluée par le COSEPAC en 2008, et toutes les populations sauf une sont désormais inscrites à la Loi sur les espèces en péril (LEP) : la population résidente du sud du Pacifique Nord-Est est désignée en voie de disparition et la population résidente du nord, la population migratrice et la population océanique du Pacifique Nord-Est sont désignées menacées. La population de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique a été évaluée par le COSEPAC comme étant préoccupante, mais elle n'a pas encore été inscrite à l'annexe 1 de la LEP. En décembre 2023, le COSEPAC a réévalué les populations suivantes (désignation entre parenthèses) : population résidente du sud du Pacifique Nord-Est (en voie de disparition), populations océanique et migratrice du Pacifique Nord-Est (menacées) et population de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique (préoccupante). Plusieurs mesures ont été mises en œuvre en Colombie-Britannique depuis 2008 afin d'assurer une protection spéciale aux épaulards du Pacifique, notamment aux épaulards résidents du sud. Ces mesures comprennent notamment la fermeture saisonnière de zones de pêche et de navigation, l'imposition de limites de vitesse et de distance d'approche pour les navires ainsi que la prise d'arrêtés visant la protection de l'habitat essentiel en vertu de la LEP.

RÉSUMÉ TECHNIQUE – Population résidente du sud du Pacifique Nord-Est (UD1)

Orcinus orca

Épaulard (population résidente du sud du Pacifique Nord-Est) (UD1)

Killer Whale (Northeast Pacific Southern Resident population)

Autre nom commun français : orque

Autre nom commun anglais : Orca

Noms autochtones (*remarque : les noms ne désignent pas une UD en particulier*) : Maz7inuxw (Kwakwa'ala); Max'inuxw (Kwakwaka'wakw); Ska-ana (Haida); KELLOLEMEĆEN (SENĆOŦEN); kaka7win, kaka7w'in (Nuu-cha-nulth); Kakawad (Ditidaht); qwunus (Lekwungen); Qaiqal xic (Puget Salish); Q'ul-Ihanamutsum (Hul'qumi'inum); qəllaləməcən (Halkomelem)

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

Données démographiques

Durée d'une génération	26 à 29 ans
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures?	Oui, observé et prévu
Pourcentage observé de déclin continu du nombre total d'individus matures sur [trois ans ou une génération, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de cent ans]. La durée d'une génération est de 26 à 29 ans. La population observée comptait 91 individus en 1992, 98 en 1995 et 73 en 2021. Si l'on suppose que 63 % des individus sont matures (comme observé en 2021), le nombre d'individus matures était de 57 en 1992, de 62 en 1995 et de 46 en 2021.	20-26 %
Pourcentage estimé de réduction du nombre total d'individus matures au cours des deux dernières générations (de 1967 à 2021, 54 ans). La durée de 2 générations étant de 52 à 58 ans, le recul de 2 générations nous amène à 1963-1969. L'abondance estimée la plus lointaine disponible date de 1967 et s'élevait à 96 individus; en 2021, elle était de 73. Si l'on suppose que 63 % des individus sont matures (comme en 2021), il y avait 60 individus matures en 1967 et 46 en 2021.	~23 %

<p>Pourcentage estimé de réduction du nombre total d'individus matures au cours des trois dernières générations.</p> <p>La durée de 3 générations étant de 78 à 87 ans, le recul de 3 générations nous amène à 1934-1943. Aucune estimation de l'abondance datant d'avant 1967 n'est disponible, mais les épaulards faisaient souvent l'objet de tirs dirigés avant les années 1960, ce qui donne à penser que le pourcentage de réduction est probablement supérieur à 23 % (déclin au cours des 2 dernières générations).</p>	<p>Au moins 23 %, probablement plus</p>
<p>Pourcentage prévu de réduction du nombre total d'individus matures au cours des trois prochaines générations.</p> <p>Il y avait 46 individus matures en 2021. La durée de trois générations nous amène à 2099-2108. D'après la figure 4 de Murray <i>et al.</i> (2021), l'effectif serait d'environ 25 individus en 2099 et d'environ 20 individus en 2108, ou de 13 à 16 individus matures (si l'on suppose que 63 % des individus sont matures comme en 2021).</p>	<p>56-72 %</p>
<p>Pourcentage observé et prévu de réduction du nombre total d'individus matures au cours de toute période de trois générations commençant dans le passé et se terminant dans le futur.</p> <p>Réduction observée au cours de la dernière génération (1992-1995 à 2021) et réduction prévue au cours des deux prochaines générations (2021 à 2073-2079). D'après la figure 4 de Murray <i>et al.</i> (2021), le déclin fait passer la population de 91-98 à environ 25-32 individus matures.</p>	<p>65-75 %</p>
<p>Est-ce que les causes du déclin sont a) clairement réversibles et b) comprises et c) ont effectivement cessé?</p>	<p>a) Non b) Non c) Non</p>
<p>Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?</p>	<p>Non</p>

Information sur la répartition

<p>Superficie estimée de la zone d'occurrence</p>	<p>Dépasse les seuils</p>
<p>Indice de zone d'occupation (IZO) (Fournissez toujours une valeur établie à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté.)</p>	<p>Dépasse les seuils</p>

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, mais pourrait être de < 10
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de l'indice de zone d'occupation?	Non
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de sous-populations?	Non
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de « localités »?	Inconnu
Y a-t-il un déclin inféré ou prévu de la qualité de l'habitat?	Oui
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de sous-populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de « localités »?	Inconnu
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) Aucune sous-population	Nombre d'individus matures
Total (73 individus de tous âges, 46 individus matures) (recensement de 2021)	46, si l'on exclut les femelles qui ne sont plus en âge de se reproduire

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce à l'état sauvage est d'au moins 20 % sur 5 générations D'après Murray <i>et al.</i> (2021), l'analyse de la viabilité de la population d'après les effets cumulatifs de menaces multiples montre que le déclin de 56 à 72 % sera continu au cours des 90 prochaines années (3 générations).	Oui
--	-----

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

Impact global des menaces : très élevé-élevé

Voici les principales menaces :

- I. Pollution (UICN 9) – impact élevé-moyen
- II. Modifications des systèmes naturels (UICN 7) – impact élevé-moyen
- III. Corridors de transport et de service (UICN 4) – impact moyen
- IV. Utilisation des ressources biologiques (UICN 5) – impact faible
- V. Intrusions et perturbations humaines (UICN 6) – impact faible
- VI. Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents (UICN 11) – impact inconnu

Quels autres facteurs limitatifs sont pertinents?

- Attributs culturels figés
- Comportement d'accouplement et dynamique sociale
- Faible taux de reproduction
- Petite taille de la population

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

Situation des populations de l'extérieur les plus susceptibles de fournir des individus immigrants au Canada.	Sans objet
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Non
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Sans objet
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Sans objet
Les conditions se détériorent-elles au Canada?	Oui, on prévoit le déclin continu de l'abondance de la proie principale
Les conditions de la population source se détériorent-elles?	Sans objet
La population canadienne est-elle considérée comme un puits?	Non
La possibilité d'une immigration depuis des populations externes existe-t-elle?	Non

Nature délicate de l'information sur l'espèce

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

Historique du statut

COSEPAC : Une seule désignation « menacée » a été accordée aux populations résidentes du Pacifique Nord en avril 1999. Divisées en trois populations en novembre 2001. La population résidente du nord du Pacifique Nord--Est a été désignée « menacée » en novembre 2001. Réexamen et confirmation du statut en novembre 2008 et en décembre 2023.

Statut et justification de la désignation

Statut En voie de disparition	Codes alphanumériques A3bce+4ace; C1+2a(i,ii); D1; E
Justification de la désignation La population de ce prédateur marin longévif et piscivore au sommet du réseau trophique est très petite (46 individus matures) et continue de diminuer. Il n'y a pas d'immigration de source externe, et la population montre des signes de dépression de consanguinité. La population est limitée et dépend de la disponibilité et de l'abondance de sa principale proie, le saumon chinook, dont les faibles effectifs actuels devraient continuer. Les baleines sont également menacées par l'augmentation du trafic maritime et les perturbations acoustiques associées, les contaminants, les collisions avec des navires et, possiblement, les déversements d'hydrocarbures.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Correspond aux critères de la catégorie « en voie de disparition » A3bce+4ace; A3bce, car le pourcentage prévu de déclin au cours des 3 prochaines générations est de plus de 50 %, et A4ace, car le déclin du nombre d'individus matures observé a) au cours de la dernière génération et prévu dans le futur est de plus de 50 %. Les causes du déclin ne sont pas connues avec certitude, mais l'on pense qu'il s'agit principalement de la réduction de l'abondance des proies (c) et de la présence de contaminants (e).
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) : Correspond aux critères de la catégorie « en voie de disparition » C2a(i, ii), car le nombre d'individus matures est bien en dessous du seuil de 2 500 individus (il n'y en a que 46), il y a un déclin observé de 20 à 26 % au cours de la dernière génération, lequel devrait se poursuivre. Il n'y a qu'une seule sous-population, qui compte moins de 250 individus matures.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Correspond au critère de la catégorie « en voie de disparition » D1, car le nombre total d'individus matures est bien en dessous du seuil de 250 individus.
Critère E (analyse quantitative) : Correspond au critère de la catégorie « en voie de disparition » E, car une analyse de la viabilité de la population à l'aide d'un modèle de menaces cumulatives prévoit un déclin continu de plus de 50 % des individus matures au cours des 3 prochaines générations.

RÉSUMÉ TECHNIQUE – Population résidente du nord du Pacifique Nord-Est (UD2)

Orcinus orca

Épaulard (population résidente du nord du Pacifique Nord-Est) (UD2)

Killer Whale

Northeast Pacific Northern Resident population

Autre nom commun français : orque

Autre nom commun anglais : Orca

Noms autochtones (*remarque : les noms ne désignent pas une UD en particulier*) : Maz7inuxw (Kwakwa'ala); Max'inuxw (Kwakwaka'wakw); Ska-ana (Haida);

KELŁOLEMEĆEN (SENĆOŦEN); Kakawad (Ditidaht); kaka7in, kaka7w'in (Nuu-cha-nulth); qwunus (Lekwungen); Qaiqal xic (Puget Salish); Q'ul-lhanamutsum (Hul'qumi'inum); qəłłaləməcən (Halkomelem)

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

Données démographiques

Durée d'une génération	26 à 29 ans
Y a-t-il un déclin continu du nombre total d'individus matures?	Non
Pourcentage estimé de déclin continu du nombre total d'individus matures au cours des deux dernières générations.	Sans objet
Pourcentage observé d'augmentation du nombre total d'individus matures au cours des trois dernières générations.	Inconnu, mais ce nombre a augmenté de 2,6 fois au cours de la 1,75 dernière génération (depuis 1973)
La population totale (tous âges confondus) a augmenté de 2,2 % par année de 1973 à 2021 (DFO, 2022a).	
Pourcentage prévu d'augmentation du nombre total d'individus matures au cours des trois prochaines générations.	a) 35 %
L'analyse de la viabilité de la population d'après la structure démographique et les effets cumulatifs de multiples menaces (Murray <i>et al.</i> , 2021) prévoit une augmentation jusqu'à environ 450 individus (tous les âges) ou 238 individus matures (si l'on suppose que 53 % des individus sont matures comme en 2021) au cours des 25 prochaines années, puis une stabilisation au cours des 50 à 60 années suivantes (environ trois générations).	

<p>Pourcentage estimé d'augmentation du nombre total d'individus matures au cours de toute période de [dix ans ou trois générations, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de cent ans] commençant dans le passé et se terminant dans le futur.</p> <p>Augmentation observée au cours de la dernière génération (1992-1995 à 2021) et augmentation présumée au cours des deux prochaines générations (2021 à 2073-2079) (Murray <i>et al.</i>, 2021; figure 4), ce qui fera passer la population de 108-110 à environ 238 individus matures.</p>	<p>220 % d'augmentation au cours des 78 à 87 prochaines années (trois générations)</p>
<p>Est-ce que les causes du déclin sont a) clairement réversibles et b) comprises et c) ont effectivement cessé?</p>	<p>Sans objet, car il n'y a pas de déclin</p> <p>a) b) c)</p>
<p>Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?</p>	<p>Non</p>

Information sur la répartition

<p>Superficie estimée de la zone d'occurrence</p>	<p>Dépasse les seuils</p>
<p>Indice de zone d'occupation (IZO) (Fournissez toujours une valeur établie à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté.)</p>	<p>Dépasse les seuils</p>
<p>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?</p>	<p>a) Non b) Non</p>
<p>Nombre de « localités » (utilisez une fourchette plausible pour refléter l'incertitude, le cas échéant)</p>	<p>Inconnu</p>
<p>Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence?</p>	<p>Non</p>
<p>Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de l'indice de zone d'occupation?</p>	<p>Non</p>
<p>Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de sous-populations?</p>	<p>Non</p>
<p>Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de « localités »?</p>	<p>Inconnu</p>
<p>Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue ou la qualité] de l'habitat?</p>	<p>Possiblement</p>
<p>Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de sous-populations?</p>	<p>Non</p>

Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de « localités »?	Inconnu
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 (332 individus de tous âges) en 2021 (DFO, 2022a; figure 3, selon l'interprétation de Brianna Wright, Station biologique du Pacifique (SBP)/MPO, comm. pers.)	176, si l'on exclut les femelles qui ne sont plus en âge de se reproduire

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 20 % au cours de 5 générations? D'après Murray <i>et al.</i> (2021), l'analyse de la viabilité de la population d'après les effets cumulatifs de menaces multiples montre une augmentation au cours des 25 prochaines années et une stabilisation durant les 50 à 60 années suivantes.	Non
---	-----

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

<p>Un calculateur des menaces a-t-il été rempli pour l'espèce? Oui</p> <p>Impact global des menaces : élevé-moyen</p> <p>Voici les principales menaces :</p> <ol style="list-style-type: none"> I. Modifications des systèmes naturels (UICN 7) – impact moyen II. Pollution (UICN 9) – impact élevé-moyen III. Corridors de transport et de service (UICN 4) – impact faible IV. Utilisation des ressources biologiques (UICN 5) – impact faible V. Intrusions et perturbations humaines (UICN 6) – impact faible VI. Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents (UICN 11) – impact inconnu <p>Quels autres facteurs limitatifs sont pertinents?</p> <ol style="list-style-type: none"> I. Attributs culturels figés II. Comportement d'accouplement et dynamique sociale III. Faible taux de reproduction
--

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

Situation des populations de l'extérieur les plus susceptibles de fournir des individus immigrants au Canada. Muto <i>et al.</i> (2021, p. 133) : [traduction] « des membres de la population résidente du nord [du Pacifique Nord-Est] ont été observés dans le sud-est de l'Alaska; toutefois, on n'a jamais vu de membres de cette population s'associer à des épaulards résidents de l'Alaska... Les épaulards résidents de l'Alaska sont présents depuis le sud-est de l'Alaska jusqu'aux îles Aléoutiennes et à la mer de Béring. Des cas de mélange d'épaulards résidents de l'Alaska ont été observés dans les trois régions, au moins aussi loin à l'ouest que l'est des îles Aléoutiennes. »	Le « stock d'épaulards résidents du Pacifique Nord-Est de l'Alaska » compterait plus de 2 000 individus et serait en train d'augmenter (Muto <i>et al.</i> , 2021). Cependant, cette population comprend presque certainement de multiples UD.
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Non, aucune immigration observée au cours des 50 dernières années
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Sans doute
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Inconnu
Les conditions se détériorent-elles au Canada?	Oui, l'abondance de la proie principale devrait continuer de décliner
Les conditions de la population source se détériorent-elles?	Sans objet
La population canadienne est-elle considérée comme un puits?	Non
La possibilité d'une immigration depuis des populations externes existe-t-elle?	Non

Nature délicate de l'information sur l'espèce

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

Historique du statut

COSEPAC : Une seule désignation « menacée » a été accordée aux populations résidentes du Pacifique Nord en avril 1999. Divisées en trois populations en novembre 2001. La population résidente du nord du Pacifique Nord-Est a été désignée « menacée » en novembre 2001. Réexamen et confirmation du statut en novembre 2008 et en décembre 2023.

Statut et justification de la désignation

Statut Menacée	Codes alphanumériques Correspond au critère de la catégorie « en voie de disparition » D1, mais désignée « menacée » selon le critère D1 de cette catégorie en raison de l'augmentation récente et prévue du nombre d'individus matures.
Justification de la désignation La population de ce prédateur marin longévif et piscivore au sommet du réseau trophique est petite (environ 176 individus matures) et dépend de la disponibilité de sa principale proie, le saumon chinook, dont les faibles effectifs actuels devraient continuer. Cette baleine est menacée par les perturbations physiques et acoustiques, les collisions avec des navires, les contaminants et, possiblement, les déversements d'hydrocarbures. Cette population correspond aux critères de la catégorie « en voie de disparition », mais sa taille augmente lentement (moyenne de 2 % par an) depuis le début du suivi, en 1974, signe probable qu'elle se remet de la mortalité causée par l'humain et de la capture à l'état vivant à des fins d'exposition au public.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Sans objet. La population a augmenté d'environ 2 % en moyenne par année depuis le début des années 1970, lorsque le suivi a commencé.
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 de plus de 20 000 km ² .
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Sans objet. Bien que la population soit petite (176 individus matures) et bien en dessous du seuil de 2 500, il n'y a pas de déclin continu.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Correspond au critère de la catégorie « en voie de disparition » D1, car le nombre total d'individus matures n'est que de 176, ce qui est bien en dessous du seuil de 250.
Critère E (analyse quantitative) : Sans objet. L'analyse quantitative prévoit une augmentation continue de l'abondance en supposant qu'il n'y ait pas de déclin continu de la disponibilité des proies.

RÉSUMÉ TECHNIQUE – Population migratrice du Pacifique Nord-Est (UD3)

Orcinus orca

Épaulard (population migratrice du Pacifique Nord-Est) (UD3)

Killer Whale (Northeast Pacific Transient population)

Autres noms communs français : épaulard (population de Bigg), orque

Autres noms communs anglais : Killer Whale (Bigg's population), Orca

Noms autochtones (*remarque : les noms ne désignent pas une UD en particulier*) : Maz7inuxw

(Kwakwa'ala); Max'inuxw (Kwakwaka'wakw); Ska-ana (Haida);

KELŁOLEMEĆEN (SENĆOŦEN); Kakawad (Ditidaht); kaka7win, kaka7w'in (Nuu-cha-nulth); qwunus

(Lekwungen); Qaiqal xic (Puget Salish); Q'ul-lhanamutsum (Hul'qumi'inum); qəłłaləməcən (Halkomelem)

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

Données démographiques

Durée d'une génération (généralement, âge moyen des parents dans la population; indiquez si une méthode d'estimation de la durée d'une génération autre que celle qui est présentée dans les lignes directrices de l'UICN [2011] est utilisée)	26 à 29 ans
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures?	Non
Pourcentage estimé de déclin continu du nombre total d'individus matures sur [cinq ans ou deux générations, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de cent ans].	Sans objet puisqu'il n'y a pas de déclin
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix dernières années ou trois dernières générations, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de cent ans].	Inconnu. L'abondance a augmenté depuis le milieu des années 1970 (~1,75 génération), mais aucune estimation antérieure n'est disponible.
Le recul de 3 générations (78 à 87 ans) à partir de 2021 nous amène à la période 1934-1943.	
Pourcentage [prévu ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix prochaines années ou trois prochaines générations, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de cent ans].	Inconnu
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours de toute période de [dix ans ou trois générations, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de cent ans] commençant dans le passé et se terminant dans le futur.	Inconnu
Est-ce que les causes du déclin sont a) clairement réversibles et b) comprises et c) ont effectivement cessé?	Sans objet puisqu'il n'y a pas de déclin

Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non
---	-----

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence	Dépasse les seuils
Indice de zone d'occupation (IZO) (Fournissez toujours une valeur établie à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté.)	Dépasse les seuils
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?	Non
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de l'indice de zone d'occupation?	Non
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de sous-populations?	Non
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?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de sous-populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de « localités »?	Inconnu
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 de 349 individus de tous âges en 2018, dont 206 individus matures (Towers <i>et al.</i> , 2019) ou 192 individus matures si l'on suppose que 7 % des individus matures sont des femelles qui ne sont plus en âge de se reproduire comme dans la population résidente du nord.	192

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce à l'état sauvage est d'au moins [20 % sur 20 ans ou 5 générations, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de 100 ans, ou 10 % sur 100 ans]	Aucune analyse n'a été effectuée
---	----------------------------------

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
Impact global des menaces : élevé-moyen
Voici les principales menaces : <ul style="list-style-type: none">I. Pollution (UICN 9) – impact élevé-moyenII. Modifications des systèmes naturels (UICN 7) – impact moyen-faibleIII. Corridors de transport et de service (UICN 4) – impact faibleIV. Utilisation des ressources biologiques (UICN 5) – impact faibleV. Intrusions et perturbations humaines (UICN 6) – impact faibleVI. Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents (UICN 11) – impact inconnu
Quels autres facteurs limitatifs sont pertinents? <ul style="list-style-type: none">I. Attributs culturels figésII. Comportement d'accouplement et dynamique socialeIII. Faible taux de reproduction

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

Situation des populations de l'extérieur les plus susceptibles de fournir des individus immigrants au Canada Muto <i>et al.</i> (2021, p. 149) : [traduction] « ... 14 des 217 épaulards migrants observés dans les eaux côtières extérieures du sud-est de l'Alaska et de la Colombie-Britannique ont été identifiés comme des épaulards migrants du golfe d'Alaska et, lors d'une observation, ils étaient mêlés à des épaulards migrants de la côte Ouest (Matkin <i>et al.</i> , 2012; Ford <i>et al.</i> , 2013). » Deux tiers des 193 individus migrants observés au large de la Californie sont considérés comme faisant partie de cette UD, mais n'ont pas été aperçus dans les eaux canadiennes (voir le texte).	Le stock d'individus migrants du Pacifique Nord-Est du golfe d'Alaska, des îles Aléoutiennes et de la mer de Béring compterait au moins 587 individus et serait stable (Muto <i>et al.</i> , 2021); la population migratrice au large de la Californie semble stable ou à la hausse
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Oui
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Probablement
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Inconnu

Les conditions se détériorent-elles au Canada?	Non
Les conditions de la population source se détériorent-elles?	Non
La population canadienne est-elle considérée comme un puits?	Non
La possibilité d'une immigration depuis des populations externes existe-t-elle?	Inconnu

Nature délicate de l'information sur l'espèce

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

Historique du statut

COSEPAC : Espèce désignée « préoccupante » en avril 1999. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « menacée » en novembre 2001 et en novembre 2008. Réexamen et confirmation du statut en décembre 2023.

Statut et justification de la désignation

<p>Statut Menacée</p>	<p>Codes alphanumériques Correspondait au critère de la catégorie « en voie de disparition » D1, mais désignée « menacée » selon le critère D1 de cette catégorie en raison de l'augmentation de l'abondance depuis les années 1970 et du fait que l'espèce n'est pas en danger de disparition imminente du pays.</p>
<p>Justification de la désignation La population de ce prédateur longévif se trouvant au sommet du réseau trophique et se nourrissant de mammifères marins est petite (environ 192 individus matures). Cette baleine est menacée par les perturbations acoustiques et physiques, la réduction potentielle de l'abondance des proies, les collisions avec des navires et, possiblement, les déversements d'hydrocarbures. Toutefois, la population semble avoir augmenté lentement depuis le milieu des années 1970, lorsque le suivi a commencé, et sa base de proies, composée de pinnipèdes et de petits cétacés, est actuellement stable ou à la hausse.</p>	

Applicabilité des critères

<p>Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Sans objet. Aucune diminution du nombre total d'individus matures n'est observée depuis le début du suivi en 1975.</p>
<p>Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) : Sans objet. La zone d'occurrence est de plus de 20 000 km², et l'indice de zone d'occupation, de plus de 2 000 km².</p>
<p>Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Sans objet. Bien que la population soit suffisamment petite pour correspondre à la catégorie « en voie de disparition », le nombre total d'individus matures étant bien en dessous du seuil de 2 500 (environ 192), il n'y a pas de déclin continu.</p>

Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) :
Correspond au critère de la catégorie « en voie de disparition » D1, car le nombre total d'individus matures n'est que d'environ 192, soit inférieur au seuil de 250.

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

RÉSUMÉ TECHNIQUE – Population océanique du Pacifique Nord-Est (UD4)

Orcinus orca

Épaulard (population océanique du Pacifique Nord-Est) (UD4)

Killer Whale (Northeast Pacific Offshore population)

Autre nom commun français : orque

Autre nom commun anglais : Orca

Noms autochtones (*remarque : les noms ne désignent pas une UD en particulier*) : Maz7inuxw (Kwakwa'ala); Max'inuxw (Kwakwaka'wakw); Ska-ana (Haida); KELĽOLEMEĆEN (SENĆOFEN); Kakawad (Ditidaht); kaka7win, kaka7w'in (Nuu-cha-nulth); qwunus (Lekwungen); Qaiqal xic (Puget Salish); Q'ul-lhanamutsum (Hul'qumi'inum); qəłłaləməcən (Halkomelem)

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

Données démographiques

Durée d'une génération (généralement, âge moyen des parents dans la population; indiquez si une méthode d'estimation de la durée d'une génération autre que celle qui est présentée dans les lignes directrices de l'UICN [2011] est utilisée)	26 à 29 ans
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures?	Non
Pourcentage estimé de déclin continu du nombre total d'individus matures sur [cinq ans ou deux générations, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de cent ans].	Sans objet puisqu'il n'y a pas de déclin
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix dernières années ou trois dernières générations, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de cent ans].	Sans objet
Pourcentage [prévu ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix prochaines années ou trois prochaines générations, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de cent ans].	Sans objet
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours de toute période de [dix ans ou trois générations, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de cent ans] commençant dans le passé et se terminant dans le futur.	Sans objet
Est-ce que les causes du déclin sont a) clairement réversibles et b) comprises et c) ont effectivement cessé?	Sans objet a) b) c)
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence	Dépasse les seuils
Indice de zone d'occupation (IZO) (Fournissez toujours une valeur établie à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté.)	Dépasse les seuils
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?	Non
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de l'indice de zone d'occupation?	Non
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de sous-populations?	Sans objet
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?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de sous-populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de « localités »?	Inconnu
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
Pas de sous-populations reconnues	Sans objet
Le total de 53 % d'individus matures, en excluant les femelles qui ne sont plus en âge de se reproduire (d'après la population résidente du nord), est d'environ 300 individus	Environ 160

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce à l'état sauvage est d'au moins [20 % sur 20 ans ou 5 générations, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de 100 ans, ou 10 % sur 100 ans]	Aucune analyse n'a été effectuée
---	----------------------------------

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

Voici les principales menaces :

- I. Pollution (UICN 9) – impact élevé-moyen
- II. Modifications des systèmes naturels (UICN 7) – impact moyen-faible
- III. Intrusions et perturbations humaines (UICN 6) – impact faible
- IV. Utilisation des ressources biologiques (UICN 5) – impact faible
- V. Corridors de transport et de service (UICN 4) – impact faible
- VI. Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents (UICN 11) – impact inconnu

Quels autres facteurs limitatifs sont pertinents?

- I. Attributs culturels figés
- II. Faible taux de reproduction

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

Situation des populations de l'extérieur les plus susceptibles de fournir des individus immigrants au Canada	Cette population d'environ 30 individus n'est observée que dans les eaux de l'Alaska et pourrait ainsi fournir une immigration de source externe
Aucune population de l'extérieur susceptible de fournir des individus immigrants n'est connue ni reconnue.	
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Possible
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Probablement
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Probablement
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, dans une mesure très limitée

Nature délicate de l'information sur l'espèce

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

Historique du statut

COSEPAC : Une seule désignation « menacée » a été accordée aux populations résidentes du Pacifique Nord en avril 1999. Divisées en trois populations en novembre 2001. La population océanique du Pacifique Nord-Est a été désignée « préoccupante » en novembre 2001. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « menacée » en novembre 2008. Réexamen et confirmation du statut en décembre 2023.

Statut et justification de la désignation

Statut Menacée	Codes alphanumériques Correspondait au critère de la catégorie « en voie de disparition » D1, mais désignée « menacée » selon le critère D1 de cette catégorie, car la population n'est pas en danger de disparition imminente du pays.
Justification de la désignation La population de ce prédateur marin longévif au sommet du réseau trophique est petite (environ 160 individus matures), et son régime alimentaire est axé sur les requins et les raies. Cette baleine est menacée par les contaminants, les perturbations acoustiques et physiques, les collisions avec des navires, le déclin potentiel de la disponibilité de proies et, possiblement, les déversements d'hydrocarbures. Toutefois, la population ne semble pas en déclin.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Sans objet. Aucun déclin du nombre total d'individus matures n'a été observé.
Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) : Sans objet. La zone d'occurrence est de plus de 20 000 km ² , et l'indice de zone d'occupation, de plus de 2 000 km ² .
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Sans objet. Bien que la population soit suffisamment petite pour correspondre à la catégorie « en voie de disparition » (le nombre total d'individus matures est d'environ 160, ce qui est bien en dessous du seuil de 2 500), il n'y a aucun signe de déclin continu.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Correspond au critère de la catégorie « en voie de disparition » D1, car le nombre total d'individus matures est d'environ 160, soit inférieur au seuil de 250.
Critère E (analyse quantitative) : Sans objet. Aucune analyse quantitative n'a été effectuée.

RÉSUMÉ TECHNIQUE – Population de l’Atlantique Nord-Ouest et de l’est de l’Arctique (UD5)

Orcinus orca

Épaulard (population de l’Atlantique Nord-Ouest et de l’est de l’Arctique) (UD5)

Killer Whale (Northwest Atlantic / Eastern Arctic population)

Autre nom commun français : orque

Autre nom commun anglais : Orca

Noms autochtones (*remarque : les noms ne désignent pas une UD en particulier*) : Aarluk, Aarluit (Inuktitut/Inuit); Aarluasiaq (Inuktitut/Nunavik); Arlut/Aarlu (singulier)/Aarluuk (duel)/Aarluit (pluriel) (Inuvialuktun)

Répartition au Canada (province/territoire/océan) : Québec, Terre-Neuve-et-Labrador, Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse, Île-du-Prince-Édouard, Manitoba, Nunavut, océan Atlantique, océan Arctique

Données démographiques

Durée d'une génération (généralement, âge moyen des parents dans la population; indiquez si une méthode d'estimation de la durée d'une génération autre que celle qui est présentée dans les lignes directrices de l'UICN [2011] est utilisée)	26 à 29 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, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de cent ans].	Sans objet
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix dernières années ou trois dernières générations, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de cent ans].	Sans objet
Pourcentage [prévu ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix prochaines années ou trois prochaines générations, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de cent ans].	Sans objet
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours de toute période de [dix ans ou trois générations, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de cent ans] commençant dans le passé et se terminant dans le futur.	Sans objet
Est-ce que les causes du déclin sont a) clairement réversibles et b) comprises et c) ont effectivement cessé?	Sans objet
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence	Dépasse les seuils
Indice de zone d'occupation (IZO) (Fournissez toujours une valeur établie à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté.)	Dépasse les seuils
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?	Non
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de l'indice de zone d'occupation?	Non
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de sous-populations?	Non
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de « localités »?	Non
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue ou la qualité] de l'habitat?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de sous-populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de « localités »?	Inconnu
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
Les sous-populations ne sont pas bien définies.	Sans objet

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce à l'état sauvage est d'au moins [20 % sur 20 ans ou 5 générations, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de 100 ans, ou 10 % sur 100 ans]. Sans objet
--

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

Impact global des menaces : élevé-faible

Voici les principales menaces :

- I. Utilisation des ressources biologiques (UICN 5) – impact élevé-faible
- II. Production d'énergie et exploitation minière (UICN 3) – impact inconnu
- III. Corridors de transport et de service (UICN 4) – impact inconnu
- IV. Modifications des systèmes naturels (UICN 7) – impact inconnu
- V. Pollution (UICN 9) – impact inconnu
- VI. Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents (UICN 11) – impact inconnu

Quels autres facteurs limitatifs sont pertinents?

- I. Faible taux de reproduction

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

Situation des populations de l'extérieur les plus susceptibles de fournir des individus immigrants au Canada	Inconnu
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Inconnu
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Inconnu
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Inconnu
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?	Inconnu

Nature délicate de l'information sur l'espèce

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

Historique du statut

COSEPAC : Espèce étudiée en avril 1999 et en novembre 2001, et classée dans la catégorie « données insuffisantes ». Réexamen en novembre 2008 et désignée « préoccupante ». Réexamen et confirmation du statut en décembre 2023.

Statut et justification de la désignation

Statut Préoccupante	Codes alphanumériques Sans objet
Justification de la désignation L'aire de répartition de ce prédateur marin longévif au sommet du réseau trophique s'est récemment étendue dans l'est de l'Arctique, et la fréquence des observations a augmenté, probablement en raison de la disponibilité de nouvelles zones de chasse découlant du déclin de la glace de mer estivale. On en sait peu sur la présence et l'abondance de cette baleine ailleurs dans son aire de répartition. L'espèce est menacée par la chasse, les contaminants et les perturbations acoustiques et physiques dues à l'augmentation du trafic maritime. La petite taille de la population (probablement moins de 1 000 individus matures et peut-être même moins de 250), les menaces connues et possibles, le cycle vital et les caractéristiques culturelles justifient la désignation de l'espèce comme « préoccupante »	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Sans objet. Aucune réduction du nombre total d'individus matures n'a été observée, mais l'on en sait très peu sur la population.
Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) : Sans objet. La zone d'occurrence est de plus de 20 000 km ² , et l'indice de zone d'occupation, de plus de 2 000 km ² .
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Sans objet. Bien que la population soit suffisamment petite pour correspondre à la catégorie « en voie de disparition » (le nombre total d'individus matures est probablement bien en dessous du seuil de 2 500), il n'y a aucun signe de déclin continu.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Sans objet. Correspond peut-être au critère de la catégorie « menacée » D1 (le nombre total d'individus matures pourrait être de moins de 1 000) et peut-être au critère de la catégorie « en voie de disparition » D1, car le nombre d'individus matures pourrait être de moins de 250. La taille réelle de la population demeure toutefois inconnue.
Critère E (analyse quantitative) : Sans objet. Aucune analyse quantitative n'a été effectuée.

PRÉFACE

Depuis la publication du dernier rapport de situation du COSEPAC sur l'épaulard en 2008, un bon nombre de données nouvelles sont devenues disponibles sur les populations canadiennes de cette espèce cosmopolite. La motivation qui a poussé à élargir la collecte et l'analyse de données au cours des quinze dernières années découle, en grande partie, des programmes de rétablissement, des plans de gestion, des plans d'action et d'autres mandats dans le cadre de la LEP liés aux quatre unités désignables (UD) présentes dans les eaux canadiennes du Pacifique. Une bonne partie des nouvelles données contenues dans ce rapport reflètent la couverture à jour des relevés ciblant ces quatre populations de la côte Ouest. On ne dispose toujours pas de données claires permettant d'étayer un changement de la structure des UD ni de données indiquant un changement majeur de la répartition, de l'abondance ou de la cote de conservation de ces quatre populations. Cependant, la population résidente du sud a continué à faire l'objet d'efforts de recherche intensifs et de mesures de protection accrues tant au Canada qu'aux États-Unis.

On en sait désormais beaucoup plus sur la répartition, les déplacements et l'écologie de la population de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique, qui avait été évaluée et désignée espèce préoccupante en 2008. Cependant, malgré les progrès considérables qui ont été réalisés, il n'y a toujours pas de fondement solide justifiant la reconnaissance de plus d'une UD dans l'est du Canada.

Les épaulards présents dans les eaux canadiennes du Pacifique, de l'Atlantique et de l'Arctique fréquentent au moins occasionnellement les eaux états-uniennes, et il est probable que certains des individus présents dans l'Atlantique canadien et l'est de l'Arctique se déplacent également de façon saisonnière dans les eaux du Groenland. Fait peut-être plus important, les membres de la population résidente du sud du Pacifique Nord-Est, laquelle est très menacée, passent une grande partie de l'année au Canada et aux États-Unis, ce qui signifie que la responsabilité de l'évaluation de la situation de cette population et de la gestion des menaces auxquelles elle est confrontée (p. ex. pêche, circulation maritime, bruit sous-marin et contaminants) est conjointe. Au Canada, l'organisme responsable est Pêches et Océans Canada (MPO); aux États-Unis, c'est la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). De nombreux autres organismes chargés de l'application de la loi et de la protection de l'environnement ainsi que des organisations non gouvernementales et des Premières Nations des deux pays participent également aux efforts de conservation, en accordant une attention particulière aux épaulards résidents du sud. En ce qui concerne le Groenland, où les épaulards sont chassés de manière opportuniste et sans aucune réglementation, l'évaluation est effectuée sous l'égide de la commission des mammifères marins de l'Atlantique Nord (North Atlantic Marine Mammal Commission, ou NAMMCO)¹.

¹ Les scientifiques canadiens participent à une grande partie des travaux de cette commission, mais le Canada n'est pas signataire de l'accord de la NAMMCO.

Les opinions et les attitudes des peuples autochtones et des communautés locales à l'égard des épaulards varient considérablement d'une région à l'autre du Canada. Dans l'Ouest, et plus particulièrement en Colombie-Britannique, l'épaulard est une espèce emblématique. Un citoyen Ka:'yu:'k't'h'/Che:k'tles7et'h' (Maa-nulth) décrit les épaulards comme des membres de la famille et des détenteurs de connaissances, comme des êtres avec lesquels il faut entretenir un lien étroit et non pas comme quelque chose à gérer (L. Johnson, comm. pers., 2023). Les voix des pêcheurs de saumon qui considèrent ces animaux comme des concurrents sont largement étouffées par les voix passionnées des activistes qui réclament une protection totale de ces animaux contre toute forme de préjudice. Dans l'Arctique, en particulier dans l'est de l'Arctique canadien et dans la baie d'Hudson, où les épaulards sont de plus en plus communs, les sentiments à leur égard sont partagés, et les attitudes varient au sein des communautés et d'une communauté à l'autre. Lors d'une audience publique organisée en 2021 par le Conseil de gestion des ressources fauniques de la région marine du Nunavik et le Conseil de gestion des ressources fauniques de la Région marine d'Eeyou, des participants inuits ont déclaré que les épaulards sont observés plus fréquemment dans le détroit d'Hudson et dans l'est de la baie d'Hudson (y compris la baie James). Ils s'inquiètent des répercussions de cette situation sur le béluga (*Delphinapterus leucas*) et souhaitent vivement que le nombre d'épaulards soit réduit (Nunavik Marine Region Wildlife Board, 2021).



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 (2023)

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

L'épaulard *Orcinus orca*

Population résidente du sud du Pacifique Nord-Est
Population résidente du nord du Pacifique Nord-Est
Population migratrice du Pacifique Nord-Est
Population océanique du Pacifique Nord-Est
Population de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique

au Canada

2023

TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE.....	5
Nom et classification.....	5
Description de l'espèce.....	6
Unités désignables	7
Côte Ouest du Canada (Pacifique Nord-Est).....	8
Population résidente du sud du Pacifique Nord-Est, UD1	11
Population résidente du nord du Pacifique Nord-Est, UD2.....	11
Population migratrice du Pacifique Nord-Est (de Bigg), UD3.....	12
Population océanique du Pacifique Nord-Est, UD4	14
Population de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique, UD5.....	15
Importance de l'espèce.....	17
CONNAISSANCES AUTOCHTONES	18
Importance culturelle de l'espèce pour les peuples autochtones.....	18
RÉPARTITION	19
Aire de répartition mondiale.....	19
Aire de répartition canadienne.....	19
Structure des populations.....	27
Zone d'occurrence et zone d'occupation	29
Fluctuations et tendances de la répartition	29
BIOLOGIE ET UTILISATION DE L'HABITAT.....	30
Cycle vital et reproduction	30
Besoins en matière d'habitat	32
Déplacements, migration et dispersion.....	33
Relations interspécifiques.....	34
Adaptations physiologiques, comportementales et autres.....	36
Facteurs limitatifs.....	37
Facteurs biologiques limitatifs.....	38
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS.....	40
Sources de données, méthodes et incertitudes.....	40
Abondance	41
Tendances	44
Immigration de source externe	47
MENACES	48
Tendances historiques, à long terme et continues.....	48
Menaces actuelles et futures	49

Nombre de localités fondées sur les menaces	62
PROTECTION, STATUTS ET ACTIVITÉS DE RÉTABLISSEMENT	62
Statuts et protection juridiques	62
Statuts et classements non juridiques	63
Protection et propriété de l'habitat	64
Activités de rétablissement	64
SOURCES D'INFORMATION	65
Références citées	65
COLLECTIONS EXAMINÉES	92
EXPERTS CONTACTÉS	92
REMERCIEMENTS	93
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DU RÉDACTEUR DU RAPPORT	93

Liste des figures

- Figure 1. Phylogramme de maximum de vraisemblance construit à partir de neuf haplotypes (sept chez les épaulards du Pacifique et deux chez les épaulards de l'Atlantique) de la boucle D de l'ADN mitochondrial. Les nombres figurant sur les branches sont les valeurs de bootstrap (pourcentage de robustesse). Les nombres d'épaulards ayant fait l'objet d'un séquençage pour chaque haplotype sont indiqués entre parenthèses. AB et AD désignent deux clans acoustiques distincts de résidents de l'Alaska. Les suffixes A et B désignent deux haplotypes différents au sein de la même sous-population ou, dans le cas des épaulards de l'Atlantique, du même océan. La longueur de la branche la plus longue a été réduite de moitié (source : Barrett-Lennard et Ellis, 2001). 9
- Figure 2. Phylogramme non enraciné fondé sur la méthode des plus proches voisins (ou *neighbour-joining*) pour les épaulards de l'Alaska et de la Colombie-Britannique, construit à partir de 11 locus microsatellites à l'aide de la distance génétique standard de Nei. Les nombres figurant sur les branches sont les valeurs de *bootstrap* (pourcentage de robustesse). Lorsque l'on exclut la population océanique, la valeur de *bootstrap* de la séparation entre résidents et migrants monte à 97 % (source: Barrett-Lennard et Ellis, 2001). La taille des échantillons est indiquée entre parenthèses. 10
- Figure 3. Lieux des observations et des rencontres avec des épaulards résidents du nord (A) et des épaulards résidents du sud (B), de 1973 à 2015 (source : Ford *et al.*, 2017). 20

Figure 4. Zones d'habitat essentiel désignées pour les épaulards résidents du sud. Les zones hachurées dans les eaux transfrontalières du sud de la Colombie-Britannique et au large du sud-ouest de l'île de Vancouver sont les zones d'habitat essentiel des épaulards résidents du sud dans les eaux canadiennes, telles qu'elles sont désignées au titre de la LEP (la zone au large du sud-ouest de l'île de Vancouver est également désignée comme habitat essentiel pour les résidents du nord). La zone hachurée dans les eaux transfrontalières états-uniennes au nord de l'État de Washington est désignée comme habitat essentiel des épaulards résidents du sud au titre de l' <i>Endangered Species Act</i> (ESA) des États-Unis en 2006. L'extension récente de l'habitat essentiel au large de la côte continentale des États-Unis n'est pas représentée (source : DFO, 2018).	21
Figure 5. Zones d'habitat essentiel désignées pour les épaulards résidents du nord (source : DFO, 2018a).	23
Figure 6. Répartition des rencontres avec des épaulards migrants de la côte Ouest dans les eaux canadiennes du Pacifique (N = 2 988 rencontres de 1990 à 2011; source : Ford <i>et al.</i> , 2013).	24
Figure 7. Répartition des rencontres avec des épaulards océaniques (points rouges; 1988-2012) et nombre de jours au cours desquels des épaulards océaniques ont été détectés acoustiquement dans des sites de suivi fixes (cercles vides; 2006-2012). Les profondeurs d'eau relatives sont représentées par des nuances de bleu, le plateau continental et les monts sous-marins étant les plus clairs. (N = 157 rencontres photographiées et 83 détections acoustiques; source : Ford <i>et al.</i> , 2014).	25
Figure 8. Aire de répartition des épaulards dans les eaux canadiennes de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique canadien. Les mentions d'épaulards dans l'ouest de l'Arctique canadien sont rares et les individus qui y sont observés sont considérés comme se trouvant hors des limites de leur aire de répartition normale (la zone d'occurrence de ces individus est indiquée en pointillé). Les mentions d'individus dans d'autres secteurs où les épaulards sont rarement rencontrés (malgré des activités d'observation importantes) sont indiquées par des cercles (près des provinces des Maritimes; source : COSEWIC, 2008). 26	
Figure 9. Taille des populations d'épaulards résidents du nord (courbe supérieure, en bleu) et d'épaulards résidents du sud (courbe inférieure, en rouge) de 1974 à 2021 (sources : Towers <i>et al.</i> , 2020 et DFO, 2022a pour les résidents du nord; Center for Whale Research [www.whaleresearch.com ; en anglais seulement] pour les résidents du sud).	45

Liste des annexes

Annexe 1 Résultats du calculateur des menaces de l'UICN (un calculateur par UD) ...	94
---	----

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

Nom et classification

Classe : Mammifères
Ordre : Artiodactyles
Infraordre : Cétacés (Odontocètes)
Famille : Delphinidés
Genre : *Orcinus*
Espèce : *O. orca* (Linnaeus, 1758)

Noms communs (d'après COSEWIC, 2008)

Noms français : épaulard, orque

Nom anglais : Killer Whale, Orca. Noms vernaculaires historiques (anglais) – Grampus, Swordfish, Thrasher, Blackfish

Noms autochtones : Aarluk, Aarluit (Inuktitut, Inuit); Aarluasiaq (Inuktitut, Nunavik); Arlut/Aarlu (singulier)/Aarluuk (duel)/Aarluit (pluriel) (Inuvialuktun); mah-e-noh (Kwakiutl – Curtis, 1915); Maz7inuxw (Kwakwa'ala – Grubb, 1977); Max'inuxw (Kwakwaka'wakw); KELLÖLEMEĆEN (SENĆOTĚN); kaka7win, kaka7w'in (Nuu-cha-nulth); qwunus (Lekwungen); Qaiqal xic (Puget Salish – Hess, 1971); Q'ul-lhanamutsum (Hul'qumi'inum); qəłłaləməcən (Halkomelem)

Synonymes et remarques

Trois assemblages² d'épaulards sympatriques, mais morphologiquement et génétiquement distincts, sont présents dans les eaux canadiennes du Pacifique. Ils sont connus en tant qu'écotypes résident, migrateur (ou de Bigg) et océanique, et diffèrent par leur morphologie, leur régime alimentaire, leur génétique et leur comportement social, acoustique et alimentaire (COSEWIC, 2008). À la suite d'analyses génétiques (Morin *et al.*, 2010), on propose de considérer les écotypes résident et migrateur comme des sous-espèces; ces écotypes figurent actuellement sur la liste des sous-espèces possibles dont le nom reste à établir du comité de taxinomie de la Society for Marine Mammalogy³. Il se pourrait que des distinctions semblables existent entre les épaulards au large de la Colombie-Britannique et ceux qui sont présents, au moins saisonnièrement, dans le nord de l'Alaska, en Tchoukotka et dans l'ouest de l'Arctique canadien (Yukon et Territoires du Nord-Ouest).

² Un assemblage de populations est un ensemble de populations appartenant à une même lignée génétique.

³ Ces sous-espèces proposées sont provisoirement appelées « ENP resident killer whale » (épaulard résident du Pacifique Nord-Est) et « ENP transient killer whale, Bigg's killer whale » (épaulard migrateur du Pacifique Nord-Est ou épaulard de Bigg), Krahn *et al.* (2004) étant cités à l'appui dans les deux cas (voir <https://marinemammalscience.org/science-and-publications/list-marine-mammal-species-subspecies/list-of-proposed-un-named-marine-mammal-species-and-subspecies/>).

Dans les eaux de l'est de l'Arctique canadien (y compris la baie d'Hudson) et de l'Atlantique canadien, depuis les Maritimes jusqu'à l'Extrême-Arctique, de multiples assemblages d'épaulards pourraient être présents, mais les connaissances relatives à leur délimitation et leur caractérisation sont moins avancées que dans le cas des épaulards des eaux canadiennes du Pacifique.

L'épaulard est classé dans la catégorie « données insuffisantes » de la Liste rouge de l'UICN en raison d'incertitudes d'ordre taxinomique. Selon l'évaluation actuelle aux fins de la Liste rouge, outre les deux sous-espèces proposées dans le Pacifique Nord-Est, auxquelles on n'a pas attribué de nom, [traduction] « d'autres formes d'épaulard pourraient être reconnues dans le Pacifique Nord, l'Atlantique Nord et l'océan Antarctique en tant que sous-espèces, voire espèces, distinctes, mais leur taxinomie n'a pas encore été entièrement clarifiée ni acceptée (Morin *et al.*, 2010; Foote *et al.*, 2009, 2013) » (Reeves *et al.*, 2017). En plus de la variabilité morphologique des populations d'épaulards et de leur séparation géographique par des obstacles terrestres et glaciaires, il a été proposé que des différences culturelles entre des populations d'épaulards écologiquement divergentes, sous la forme de comportements appris, ont entraîné un isolement reproductif suffisant, même en sympatrie, pour donner lieu à un début de spéciation (Riesch *et al.*, 2012).

Description de l'espèce

L'épaulard est l'un des cétacés les plus faciles à reconnaître de par sa taille, sa coloration remarquable, noir et blanc, et sa grande nageoire dorsale. Les individus présentent un dimorphisme sexuel, la plus grande longueur totale jamais enregistrée pour un mâle et une femelle étant respectivement de 9,0 et de 7,7 m (Dahlheim et Heyning, 1999). Dans une étude réalisée dans les eaux du Japon, le mâle le plus lourd pesait 6 600 kg et mesurait 7,65 m de long, tandis que la femelle la plus lourde pesait 700 kg et mesurait 6,58 m de long (Yamada *et al.*, 2007). Dans le Pacifique Nord-Est, la nageoire dorsale (aileron) peut atteindre une hauteur d'environ 1,8 m chez les mâles, alors qu'elle ne dépasse pas 0,9 m chez les femelles et les juvéniles. Les nageoires pectorales et les lobes de la queue sont également plus longs chez les mâles que chez les femelles (Bigg *et al.*, 1987). Une tache blanche elliptique, bien visible, est présente un peu au-dessus et derrière chaque œil. À la base de la nageoire dorsale se trouve une zone blanc-gris appelée la « selle » (il s'agit d'une tache en forme de selle). On peut reconnaître individuellement chaque épaulard grâce à la forme unique de sa nageoire dorsale et de sa « selle » ainsi qu'aux marques et aux cicatrices que l'animal acquiert sur celles-ci (Ford *et al.*, 2000). On utilise régulièrement des photographies de ces caractéristiques pour distinguer les individus.

Les différentes populations d'épaulards présentent souvent des morphologies légèrement différentes. Dans le Pacifique Nord-Est, la forme de la nageoire dorsale et la pigmentation de la « selle » varient légèrement entre épaulards résidents, migrateurs et océaniques (Ford *et al.*, 2000). La nageoire dorsale des individus migrants est généralement pointue, et leur « selle » est grande et uniformément grise. En revanche, la nageoire dorsale des individus résidents est généralement arrondie au bord avant et présente un angle abrupt au bord arrière. Leur « selle » est plus variable que celle des individus migrants et peut être uniformément grise ou contenir une zone noire. La nageoire dorsale des épaulards océaniques du Pacifique Nord-Est ressemble à celle des épaulards résidents, mais elle est plus arrondie au bord arrière de la pointe. Les épaulards océaniques semblent aussi être plus petits que les épaulards résidents et les épaulards migrants.

Unités désignables

Comme il est indiqué ci-dessus, aucune sous-espèce d'épaulards n'est actuellement reconnue, mais de multiples assemblages distincts, ou écotypes, qui diffèrent par leur morphologie, leur régime alimentaire, leur génétique, leur comportement acoustique, leur structure sociale et leur comportement alimentaire, vivent dans les eaux canadiennes. Il arrive souvent que les aires de répartition des différents écotypes se chevauchent. Le séquençage du génome entier a permis de confirmer que [traduction] « même en sympatrie, le flux génique contemporain se produit presque exclusivement entre individus du même écotype, ce qui permet l'apparition d'une différenciation génomique entre écotypes, de sorte que, dans un bassin océanique, la variation écologique permet de mieux prédire la structure génétique que ne le permet la région géographique » (Foote *et al.*, 2016).

Cinq unités désignables (UD) de l'épaulard étaient reconnues dans l'évaluation précédente de l'espèce, selon la morphologie, la génétique, l'aire de répartition, les déplacements, le comportement acoustique et l'écologie de l'alimentation (COSEWIC, 2008), et aucune modification à cet arrangement n'est proposée dans la présente mise à jour. Il s'agit des cinq UD suivantes : 1) population résidente du sud du Pacifique Nord-Est; 2) population résidente du nord du Pacifique Nord-Est; 3) population migratrice du Pacifique Nord-Est (ou de Bigg); 4) population océanique du Pacifique Nord-Est; 5) population de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique. Les épaulards observés dans l'ouest de l'Arctique canadien pourraient appartenir à une population dont la répartition est centrée dans la mer des Tchouktsches et la mer de Béring⁴.

⁴ [Traduction] « Les épaulards observés depuis le nord de la mer de Béring jusqu'à l'ouest de la mer de Beaufort présentent des caractéristiques des épaulards migrants, mais on sait peu de choses sur eux (Braham et Dahlheim, 1982; George et Suydam, 1998) » (Muto *et al.*, 2021, p. 149).

Côte Ouest du Canada (Pacifique Nord-Est)

Individus résidents (UD1 et UD2)

Les deux populations résidentes (du sud et du nord) du Canada ne s'associent pas, bien que leurs aires de répartition se chevauchent. Les deux populations sont des populations partagées avec les États-Unis. Une troisième population résidente – les résidents du sud de l'Alaska (également appelée le stock d'épaulards résidents de l'Alaska du Pacifique Nord-Est; Muto *et al.*, 2021) – vit dans les eaux situées entre le sud-est de l'Alaska et le nord du golfe d'Alaska. Des individus de la population résidente du nord ont été observés dans le sud-est de l'Alaska, mais on n'a jamais vu d'individus de cette population se mélangeant avec des individus résidents [du sud] de l'Alaska (Muto *et al.*, 2021, p. 133). Des données acoustiques et visuelles récentes confirment qu'au moins de petits groupes d'individus de la population résidente du sud de l'Alaska fréquentent les eaux canadiennes au sud de Haida Gwaii (Ford et Pilkington, 2020). Les lignes directrices du COSEPAC pour déterminer l'admissibilité des espèces sauvages à l'évaluation de leur situation exigent qu'une espèce sauvage soit présente naturellement et *de façon régulière* ou comme espèce migratrice saisonnière, au Canada, ou que la population (= l'espèce sauvage) fasse l'objet d'un risque élevé de disparition (ou, dans ce cas, de disparition du pays) dans son aire de répartition principale à l'extérieur du Canada. Aucune de ces conditions n'est remplie (voir Ford et Pilkington, 2020; Muto *et al.*, 2021, p. 137-8). Par conséquent, compte tenu des données très limitées disponibles, la population résidente du sud de l'Alaska n'est actuellement pas considérée comme une UD devant faire l'objet d'une évaluation par le COSEPAC.

La définition des limites géographiques de la population migratrice (UD3), qui constitue un cas semblable, est abordée ci-dessus.

Depuis le début des années 2000, il est bien établi que l'ADN mitochondrial (ADNmt) et les données microsatellites indiquent un degré élevé d'isolement reproductif récent parmi les populations d'épaulards du Pacifique Nord (Krahn *et al.*, 2004, p. 16; figures 1 et 2, et voir COSEWIC, 2008). Les trois populations résidentes du Pacifique Nord-Est ont d'abord été distinguées en fonction de données d'association (Bigg *et al.*, 1990; Matkin *et al.*, 1999), et leur caractère distinct a depuis été confirmé par des données acoustiques et génétiques ainsi que par d'autres aspects de leur comportement et de leur écologie (Hoelzel *et al.*, 1998, 2002; Yurk *et al.*, 2002). Dans les populations du sud et du nord, un haplotype différent est fixé dans la région de contrôle de l'ADNmt. La population des résidents du sud de l'Alaska, quant à elle, affiche chacun des haplotypes fixés de ces deux populations (Barrett-Lennard et Ellis, 2001). Barrett-Lennard et Ellis (2001) n'ont trouvé aucun haplotype mitochondrial partagé par les individus résidents et les individus migrants, ce qui est conforme aux résultats publiés par Stevens *et al.* (1989), Hoelzel *et al.* (1998, 2007), Parsons *et al.* (2013) et Morin *et al.* (2015).

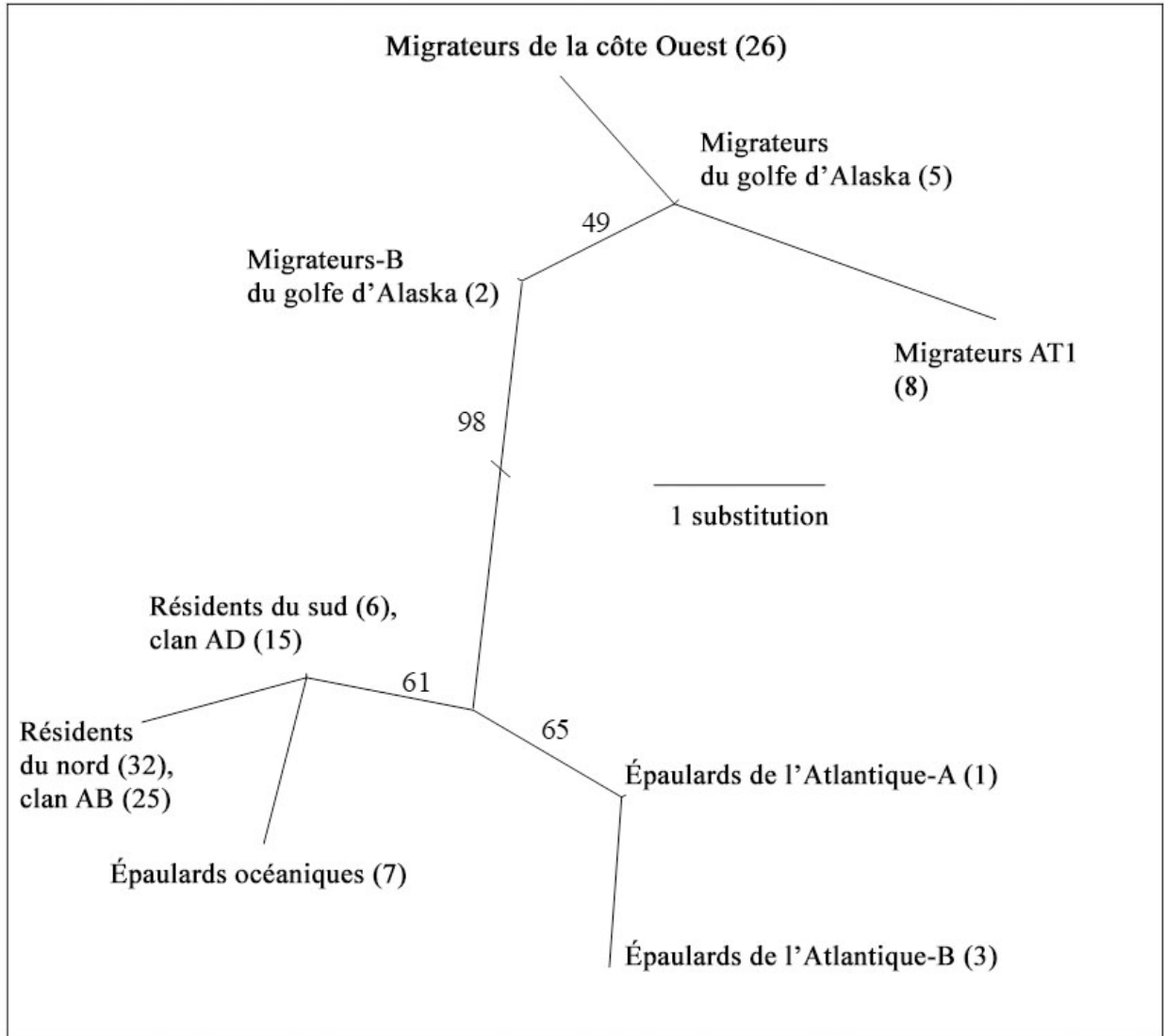


Figure 1. Phylogramme de maximum de vraisemblance construit à partir de neuf haplotypes (sept chez les épaulards du Pacifique et deux chez les épaulards de l'Atlantique) de la boucle D de l'ADN mitochondrial. Les nombres figurant sur les branches sont les valeurs de bootstrap (pourcentage de robustesse). Les nombres d'épaulards ayant fait l'objet d'un séquençage pour chaque haplotype sont indiqués entre parenthèses. AB et AD désignent deux clans acoustiques distincts de résidents de l'Alaska. Les suffixes A et B désignent deux haplotypes différents au sein de la même sous-population ou, dans le cas des épaulards de l'Atlantique, du même océan. La longueur de la branche la plus longue a été réduite de moitié (source : Barrett-Lennard et Ellis, 2001).

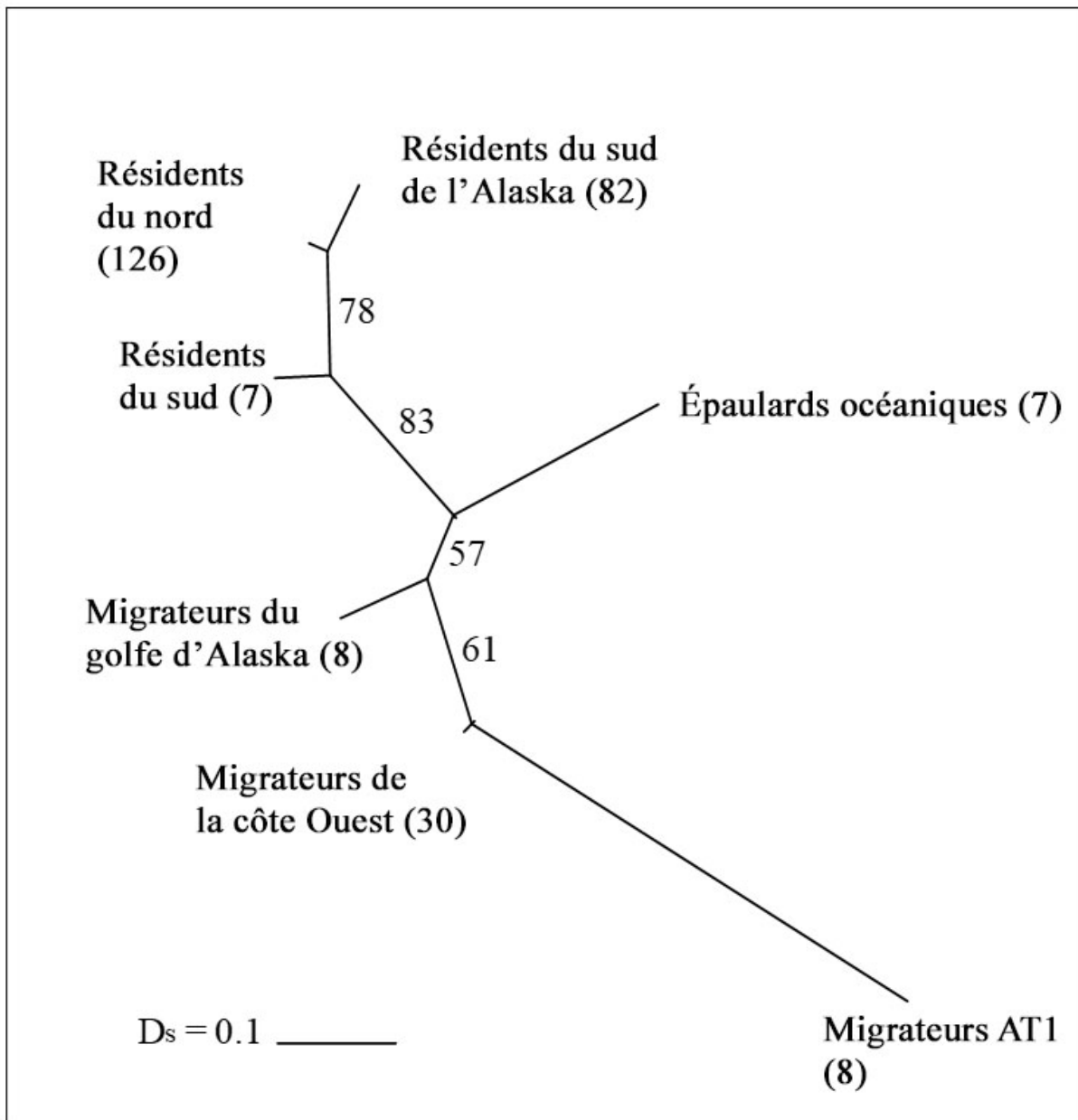


Figure 2. Phylogramme non enraciné fondé sur la méthode des plus proches voisins (ou *neighbour-joining*) pour les épaulards de l'Alaska et de la Colombie-Britannique, construit à partir de 11 locus microsatellites à l'aide de la distance génétique standard de Nei. Les nombres figurant sur les branches sont les valeurs de *bootstrap* (pourcentage de robustesse). Lorsque l'on exclut la population océanique, la valeur de *bootstrap* de la séparation entre résidents et migrants monte à 97 % (source: Barrett-Lennard et Ellis, 2001). La taille des échantillons est indiquée entre parenthèses.

Population résidente du sud du Pacifique Nord-Est, UD1

Preuves du caractère distinct

On n'a jamais vu d'individus de la population résidente du sud s'associer à des individus d'autres populations résidentes, y compris la population résidente du nord, qui est parapatrique, et, selon les assignations de paternité, il n'y a aucun signe d'accouplement en dehors de la population (Ford *et al.*, 2018). Les résidents du sud se distinguent sur le plan acoustique des résidents du nord (UD2; Ford, 1991) et des résidents de l'Alaska (Yurk *et al.*, 2002). De plus, les résidents du sud et les résidents du nord présentent une différence dans les haplotypes d'ADNmt, petite, mais attribuable à la fixation des différents haplotypes (Hoelzel *et al.*, 1998). Par conséquent, le critère D1 mentionné dans les lignes directrices du COSEPAC (COSEWIC, 2020a) (preuve de caractères ou de marqueurs héréditaires qui distinguent clairement l'UD présumée des autres UD) s'applique.

Preuves du caractère important dans l'évolution

Cette population est importante en raison de tendances comportementales claires et persistantes, qui sont probablement transmises culturellement et devraient donc être considérées comme héréditaires dans ce sens. Parmi celles-ci, on note le fait que les résidents du nord et du sud ne s'associent pas, même si leurs aires de répartition se chevauchent. Les deux écotypes persistent « dans un environnement écologique où un régime sélectif est susceptible d'avoir donné lieu à des adaptations locales de l'UD qui n'ont pas pu être reconstituées ». Par conséquent, le critère S2 mentionné dans les lignes directrices UD du COSEPAC (COSEWIC, 2020a) (preuve directe ou forte inférence permettant de déduire que l'UD présumée possède des caractères adaptatifs et héréditaires qui ne pourraient pas être reconstitués en pratique en cas de perte) s'applique.

Population résidente du nord du Pacifique Nord-Est, UD2

Preuves du caractère distinct

On n'a jamais vu d'individus de la population résidente du nord s'associer à des individus d'autres populations résidentes, y compris la population résidente du sud, qui est parapatrique. De plus, les résidents du sud et les résidents du nord présentent une différence dans les haplotypes d'ADNmt, petite, mais attribuable à la fixation des différents haplotypes (Hoelzel *et al.*, 1998). Par conséquent, le critère D1 s'applique.

Preuves du caractère important dans l'évolution

Cette population est importante en raison de tendances comportementales claires et persistantes, qui sont probablement transmises culturellement et devraient donc être considérées comme héréditaires dans ce sens. Parmi celles-ci, on note le fait que les résidents du nord et du sud ne s'associent pas, même si leurs aires de répartition se chevauchent. Les deux écotypes persistent « dans un environnement écologique où un régime sélectif est susceptible d'avoir donné lieu à des adaptations locales de l'UD qui n'ont pas pu être reconstituées ». Par conséquent, le critère S2 s'applique.

Population migratrice du Pacifique Nord-Est (de Bigg), UD3

Dans l'océan Pacifique Nord-Est, trois populations d'épaulards migrants (ou épaulards de Bigg) ont été décrites : le stock d'individus migrants du Pacifique Nord-Est du golfe d'Alaska, des îles Aléoutiennes et de la mer de Béring (Muto *et al.*, 2021, p. 148-155), le stock d'individus migrants AT1 (Muto *et al.*, 2021, p. 156-162) et la population migratrice de la côte Ouest⁵.

Contrairement aux populations d'épaulards résidents, des membres de différentes populations migratrices ont été vus à plusieurs reprises nageant à proximité les uns des autres. Selon le COSEPAC (COSEWIC, 2008, p. 6), les trois populations d'individus migrants actuellement reconnues se distinguent par les caractéristiques suivantes : 1) tendances à l'association (les membres de ces populations s'associent beaucoup plus fréquemment entre eux qu'avec les membres d'autres populations); 2) différences en ce qui concerne les répertoires de vocalisations; 3) différences génétiques (nucléaires et mitochondriales); 4) différences en ce qui concerne l'aire de répartition principale (Ford et Ellis, 1999; Barrett-Lennard et Heise, 2006).

Ford et Ellis (1999) considèrent que les individus migrants des eaux côtières présents depuis le sud-est de l'Alaska jusqu'au centre de la Californie font tous partie de la même communauté de la côte Ouest (« West Coast community »), compte tenu des grands déplacements de certains individus entre les différentes régions côtières et du fait que ces individus qui parcourent de grandes distances se mélangent aux individus « locaux » lorsqu'ils se trouvent en dehors de leur aire de répartition normale (Black *et al.*, 1997). On a aussi constaté qu'il y a des ressemblances entre les répertoires de vocalisations des épaulards migrants au large de la Californie et ceux des épaulards en Colombie-Britannique et dans le sud-est de l'Alaska (Ford et Ellis, 1999). Cependant, lors d'un atelier organisé à Vancouver en janvier 2007 pour aider le MPO à élaborer un programme de rétablissement des épaulards migrants, des experts ont conclu, d'après les données disponibles, que l'assemblage d'épaulards en Californie comprendrait des individus appartenant à une ou plusieurs populations distinctes, qui n'ont pas encore été définies. Les experts participant à l'atelier ont conclu que le répertoire acoustique du groupe de la Californie ressemble mais n'est pas identique à celui de la population de la

⁵ Aux termes du *Marine Mammal Protection Act* des États-Unis, on entend par « stock » [traduction] « un groupe de mammifères marins de la même espèce... dans un arrangement spatial commun, qui se reproduisent entre eux lorsqu'ils atteignent la maturité ». Voir <https://www.fisheries.noaa.gov/laws-and-policies/glossary-marine-mammal-protection-act#marine-mammal-stock>

Colombie-Britannique. Une dizaine d'épaulards de la Californie ont été observés en Colombie-Britannique et en Alaska, interagissant parfois avec des membres de la population migratrice de la côte Ouest, ce qui semble indiquer qu'il y a un flux génique limité entre les deux groupes (DFO, 2007, p. 3). Les experts ont constaté que les épaulards en question avaient été observés relativement rarement, même dans les eaux californiennes. Par conséquent, la population migratrice présente dans les eaux canadiennes est considérée comme distincte de la population migratrice de la Californie dans le programme de rétablissement (DFO, 2007) et l'évaluation du potentiel de rétablissement du MPO (DFO, 2009) ainsi que dans le précédent rapport de situation du COSEPAC (COSEWIC, 2008).

Depuis la dernière évaluation du COSEPAC, de nouvelles données appuyant l'inclusion des individus migrants de la Californie au sein de l'UD de la population migratrice du Pacifique Nord-Est se sont accumulées. Premièrement, des observations récentes montrent que les échanges d'individus entre les eaux canadiennes et les eaux côtières de l'Oregon et de la Californie sont plus fréquents et plus répandus qu'on ne le croyait auparavant. Sur les 349 épaulards migrants régulièrement reconnus dans les eaux canadiennes du Pacifique et considérés comme étant vivants en 2018 (Towers *et al.*, 2019), 36 (10,3 %) ont été observés en Oregon et 23 (6,5 %) en Californie (A. Schulman-Janiger, comm. pers., 2022; J. Towers, comm. pers., 2022; McInnis *et al.*, 2022). Sur les 193 individus migrants régulièrement observés dans les eaux de la Californie et considérés comme étant vivants en 2021 (A. Schulman-Janiger, comm. pers., 2022), 62 individus ont été aperçus au moins une fois le long des côtes de la Colombie-Britannique (J. Towers, comm. pers., 2022). Les épaulards de la Californie s'associent souvent à ceux de la Colombie-Britannique lorsqu'ils se trouvent dans les eaux de cette province, et vice versa. De plus, des vocalisations sous-marines typiquement produites par les individus migrants de la Californie (Deecke, 2003) ont souvent été enregistrées au moyen d'hydrophones autonomes, déployés dans les eaux côtières extérieures de l'État de Washington et de la Colombie-Britannique, aussi loin au nord que Haida Gwaii (Riera, 2012; Rice *et al.*, 2017; Ford et Pilkington, 2020; J. Pilkington, comm. pers., 2022). Ces vocalisations sont souvent entendues en même temps que les vocalisations typiques d'individus migrants de la Colombie-Britannique, indiquant que les individus des deux régions se mélangent.

Preuves du caractère distinct

Barrett-Lennard (2000) a bien établi la distinction génétique (isolement reproductif) de cette population par rapport aux populations résidentes sympatriques dans le Pacifique Nord-Est. Il n'a trouvé aucun haplotype mitochondrial commun entre les individus résidents et les individus migrants et a observé beaucoup plus de différences attribuables à la fixation dans leur ADN mitochondrial entre les deux populations qu'entre leurs sous-populations (ou communautés ou clans) respectives (figure 1). De plus, il existe un degré élevé de séparation dans l'ADN nucléaire, avec des valeurs FST par paires beaucoup plus élevées entre les populations résidentes et la population migratrice qu'entre les sous-populations d'une même population⁶, plusieurs locus présentant des allèles

⁶ L'indice de fixation (FST) est une mesure de la différenciation des populations due à la structure génétique.

propres aux populations. De plus, une grande partie des preuves culturelles du caractère important dans l'évolution sont pertinentes pour le caractère distinct. La différenciation a, en fait, été caractérisée comme un cas de coévolution gènes-culture (Barrett-Lennard, 2000) et de début de spéciation (Riesch *et al.*, 2012) ou de spéciation complète (Morin *et al.*, 2010). Par conséquent, le critère D1 s'applique.

Preuves du caractère important dans l'évolution

Bien que les épaulards résidents et les épaulards migrateurs du Pacifique Nord-Est soient sympatriques, leurs préférences en matière de proies et leurs stratégies d'alimentation sont remarquablement différentes, les premiers se nourrissant presque exclusivement de saumons, et les deuxièmes, de mammifères marins (et occasionnellement d'oiseaux de mer) (Ford *et al.*, 1998); ce constat a été caractérisé comme un cas classique de partitionnement des niches écologiques (Barrett-Lennard, 2000, p. 78). Les deux écotypes diffèrent également en ce qui concerne leurs répertoires acoustiques et leurs systèmes sociaux et présentent des différences morphologiques compatibles avec des trajectoires évolutives divergentes (Ford *et al.*, 2000). Par conséquent, le critère S2 s'applique.

Population océanique du Pacifique Nord-Est, UD4

La population océanique du Pacifique Nord-Est est présente sur le plateau continental, depuis le sud de la Californie jusqu'à l'est des îles Aléoutiennes, et peut être présente dans les eaux canadiennes à tout moment de l'année (Ford *et al.*, 2014). L'aire de répartition des épaulards océaniques chevauche celle des épaulards résidents et des épaulards migrateurs, mais les trois lignées ne se mélangent pas et sont isolées les unes des autres sur le plan de la reproduction. Tout indique que cette population constitue un troisième écotype d'épaulards dans le Pacifique Nord-Est (Barrett-Lennard et Ellis, 2001; Krahn *et al.*, 2007). Elle est décrite comme un réseau unique d'individus socialement liés (Dahlheim *et al.*, 2008; Ford *et al.*, 2014).

Preuves du caractère distinct

Les données tirées d'analyses génétiques (Barrett-Lennard et Ellis, 2001; Morin *et al.*, 2010, 2015) et fondées sur l'écologie de l'alimentation (Krahn *et al.*, 2007b; Dahlheim *et al.*, 2008; Ford *et al.*, 2014) indiquent que cette population représente un écotype distinct et qu'elle se distingue donc des autres populations d'épaulards dans le Pacifique Nord-Est. Par conséquent, le critère D1 s'applique. On estime que la lignée de la population océanique a divergé des lignées des populations résidentes il y a plus de 150 000 ans (Morin *et al.*, 2010). Par conséquent, le critère D1 s'applique.

Preuves du caractère important dans l'évolution

Le type caractéristique et le degré extrême d'usure des dents ainsi que les observations directes de la prédation sur les requins, y compris la laimargue du Pacifique (*Somniosus pacificus*), distinguent l'écotype océanique des autres écotypes dans le

Pacifique Nord-Est. La niche écologique occupée par les individus océaniques, malgré le chevauchement de leur aire de répartition avec celle des individus résidents et des individus migrateurs, semble fortement indiquer qu'ils possèdent des caractères adaptatifs et héréditaires qui ne pourraient être reconstitués en pratique en cas de perte. En outre, il existe des différences morphologiques entre la population océanique, les populations résidentes et la population migratrice (Ford *et al.*, 2010), ce qui donne à penser qu'il y a eu une divergence évolutive. Par conséquent, le critère S2 s'applique.

Population de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique, UD5

Dans l'ouest de l'Arctique canadien, les épaulards sont présents de façon saisonnière, mais restent tout de même rares (Hartwig, 2009; Higdon *et al.*, 2013). On suppose généralement qu'il s'agit d'incursions vers l'est, depuis le nord de l'Alaska, par des individus, ou de petits groupes d'individus, qui se nourrissent de mammifères (voir la note de bas de page n° 4). D'après Higdon *et al.* (2013, p. 312), compte tenu des données disponibles (mais limitées) sur la taille des groupes d'épaulards de la mer de Beaufort [canadiens] et sur leurs proies, il est probable que les épaulards aperçus à l'occasion dans cette région soient des individus qui se trouvent hors des limites de l'aire de répartition de la population à laquelle ils appartiennent, c.-à-d. le stock migrateur de la mer de Béring. Comme il est mentionné dans la note de bas de page n° 4 et la section Population migratrice du Pacifique Nord-Est (de Bigg), UD3 ci-dessus, une grande incertitude entoure la délimitation de la population/du stock d'épaulards se nourrissant de mammifères dans la mer de Béring et la mer des Tchoukches. Les dialectes de vocalisations des épaulards enregistrés dans le sud-est de la mer des Tchoukches (Madrigal *et al.*, 2021) sont distincts de ceux typiques des épaulards migrants de la côte Ouest (Deecke *et al.*, 2005) et de ceux des épaulards se trouvant dans les eaux du nord de l'île de Baffin (Sportelli *et al.*, 2022). Aucune tentative n'a été faite pour prendre en compte les épaulards observés à l'occasion dans l'ouest de l'Arctique canadien dans la structure actuelle des UD.

Aucune correspondance photographique n'a été établie entre les épaulards de l'Arctique canadien et ceux photo-identifiés au large du Labrador et de Terre-Neuve (Lawson et Stevens, 2014; Lefort *et al.*, 2020a), bien que les catalogues de photo-identification soient considérés comme étant à un stage précoce d'élaboration. Des individus marqués dans l'Extrême-Arctique (au large du nord de l'île de Baffin pendant l'été) suivis par télémétrie satellitaire ont effectué de longues migrations vers le sud, notamment jusqu'au nord du Labrador au début d'octobre et, une fois, en pleine mer dans l'Atlantique Nord, au sud du Groenland à la mi-novembre (Matthews *et al.*, 2011; Lefort *et al.*, 2020a). Récemment, des correspondances ont été établies pour deux individus photo-identifiés au large du nord de l'île de Baffin et dans la baie de Disko, du côté ouest du Groenland (S. Ferguson, comm. pers., 2023).

Les épaulards de l'est de l'Arctique et de l'Atlantique Nord-Ouest sont séparés sur le plan spatial de ceux du Pacifique Nord, et ils appartiennent donc à des populations différentes. Une étude de séquençage du génome entier a permis d'identifier deux groupes présentant un flux génique limité entre eux ($F_{ST} = 0,23$) dans l'est du Canada, l'un étant constitué d'épaulards échantillonnés dans l'Extrême-Arctique (plus précisément dans la région du détroit d'Éclipse, $n = 18$) et dans les zones côtières de Terre-Neuve (2) et l'autre étant constitué d'individus échantillonnés dans le Bas-Arctique (plus précisément dans l'est du Groenland [6], le bassin Foxe [1], possiblement la baie de l'Arctique [1] et la baie Cumberland [1]) (Lefort, 2020). Lefort (2020) conclut que i) le degré de séparation observé entre les deux populations présumées semble fortement indiquer l'absence d'un flux génique récent, et il soutient que ii) la cooccurrence des deux populations dans les eaux de l'est de l'Arctique canadien est due à un contact secondaire entre une population ancestrale de l'Atlantique (Extrême-Arctique) et une population subarctique (Bas-Arctique) qui a dérivé à la suite d'une expansion de l'aire de répartition après le dernier maximum glaciaire.

Les données disponibles ne permettent pas de déterminer s'il faut subdiviser la population de l'est du Canada en plusieurs UD ni de quelle façon le faire (Jourdain *et al.*, 2019; Lefort, 2020; Lefort *et al.*, 2020a). Par conséquent, comme c'était le cas en 2008 (COSEWIC, 2008, p. 9), même si l'expérience et les résultats génomiques de Lefort (2020) continuent de suggérer qu'une certaine forme de différenciation existe, les données demeurent insuffisantes pour délimiter et caractériser plus d'une UD dans l'est de l'Arctique canadien et dans les eaux canadiennes de l'Atlantique.

Preuves du caractère distinct

Les populations d'épaulards de l'est et de l'ouest de l'Arctique canadien sont séparées sur le plan spatial et sont donc distinctes l'une de l'autre. Il existe des différences génétiques significatives entre deux individus échantillonnés dans l'est de l'Arctique canadien et les individus des populations résidentes, migratrice et océanique du Pacifique Nord-Est (Morin *et al.*, 2015). De plus, il y a des différences évidentes entre les dialectes de vocalisations des épaulards enregistrés au large du nord de l'île de Baffin (Sportelli *et al.*, 2022) et ceux enregistrés dans la mer des Tchouktches (Madrigal *et al.*, 2021), qui sont la source probable des épaulards observés de façon saisonnière dans la partie canadienne de la mer de Beaufort (Higdon *et al.*, 2013). Aucune séparation spatiale n'a pas été établie entre les épaulards de l'est de l'Arctique et ceux de l'Atlantique Nord-Ouest. Tous les épaulards dans l'est de l'Arctique et l'Atlantique Nord-Ouest semblent se nourrir de mammifères marins. Cependant, des données d'observation, de photo-identification, d'analyses génétiques et autres (p. ex. d'essais biochimiques) indiquent qu'au moins certains d'entre eux se nourrissent également de poissons (téléostéens et élasmobranches), de céphalopodes et d'oiseaux de mer, à l'instar des épaulards de l'ouest du Groenland (Jourdain *et al.*, 2019; Lefort *et al.*, 2020a; Remili *et al.*, 2023). Selon certains, la différenciation et la classification des « écotypes » dans l'Atlantique et l'Arctique seraient mieux caractérisées au moyen d'un « gradient écologique » du comportement ou de la stratégie d'alimentation (Jourdain *et al.*, 2019), la progression vers la divergence écologique et la spécialisation de niches étant encore à un stade précoce,

comparativement à ce que l'on observe dans le Pacifique Nord-Est (Tavares *et al.*, 2018, p. 11 909). Par ailleurs, étant donné le long historique d'exploitation des épaulards dans une grande partie de l'Atlantique Nord, que ce soit dans le cadre de la lutte contre les prédateurs, de la fabrication de produits dérivés ou de la mise en captivité aux fins d'observation publique (voir Mitchell, 1975; Sigurjónsson et Leatherwood, 1988), la différenciation écologique (et possiblement génétique) qui existait dans le passé pourrait avoir été perdue, être masquée, ou est simplement devenue moins « nette » qu'elle ne l'était autrefois. Les groupes d'épaulards dont plusieurs individus ont été échantillonnés au nord de l'île de Baffin aux fins de séquençage du génome entier se sont révélés être composés d'individus apparentés et non apparentés (Lefort, 2020), alors qu'on aurait pu s'attendre à ce que les groupes soient matrilineaires (Barrett-Lennard, 2000). Compte tenu de ces preuves, il est possible qu'une fragmentation sociale ait suivi le prélèvement anthropique (p. ex. Øien, 1988), les survivants de certaines bandes se joignant à d'autres bandes.

Pour l'instant, la divergence culturelle et écologique relativement au comportement et au régime alimentaires spécialisés ne peut pas être utilisée pour établir le caractère distinct des populations d'épaulards dans l'est du Canada, comme cela a été fait pour les populations dans l'ouest du Canada. Par conséquent, le caractère distinct de cette UD, tel qu'on le comprend actuellement, repose sur la séparation spatiale et/ou la différenciation génétique par rapport à toutes les autres UD canadiennes, c'est-à-dire celles des eaux canadiennes du Pacifique et de l'ouest de l'Arctique canadien. Le critère D2 s'applique.

Preuves du caractère important dans l'évolution

Bien qu'il soit difficile de le démontrer de façon détaillée, on peut déduire que les épaulards de cette population possèdent des caractères adaptatifs et héréditaires qui ne pourraient être reconstitués en pratique en cas de perte. Cela est typique d'autres UD d'épaulards au Canada et de populations écologiquement spécialisées dans d'autres régions (voir par exemple Pitman et Ensor, 2003; Reisch *et al.*, 2012; Ford et Ellis, 2014). Des données probantes indiquent une profonde divergence génétique entre deux individus échantillonnés dans l'est de l'Arctique canadien et les individus des UD du Pacifique Nord-Est (Morin *et al.*, 2015). Le critère S2 s'applique donc.

Importance de l'espèce

L'épaulard est au sommet du réseau trophique et possède une répartition cosmopolite. C'est un animal emblématique pour de nombreux peuples autochtones, en particulier en Colombie-Britannique et en Alaska. Animal charismatique, il bénéficie d'une exceptionnelle popularité auprès du grand public. L'épaulard fait l'objet d'études intensives en Colombie-Britannique depuis 50 ans, dans le cadre de l'un des plus longs programmes de recherche au monde à porter sur une population d'animaux sauvages. Au cours des 30 dernières années, il est également devenu un important centre d'intérêt touristique, en particulier en Colombie-Britannique. D'un point de vue scientifique, l'épaulard revêt une importance particulière, car il illustre l'interaction complexe entre l'historique démographique, la culture, l'adaptation écologique et l'évolution à l'échelle génomique

(Foote *et al.*, 2016). De plus, le rôle écologique de l'épaulard en tant que prédateur rapide, puissant et intelligent, aux besoins caloriques élevés, fait en sorte qu'il peut avoir des effets majeurs sur la structure des communautés naturelles. Par exemple, les hypothèses concernant l'impact des épaulards qui se nourrissent de mammifères sur les populations de pinnipèdes et de loutres de mer (*Enhydra lutris*) ont suscité de vifs débats scientifiques (T. Williams *et al.*, 2004).

CONNAISSANCES AUTOCHTONES

Les connaissances traditionnelles autochtones (CTA) se fondent sur les relations. Elles comprennent des renseignements sur les relations écologiques entre les humains et leur environnement, y compris les caractéristiques des espèces, des habitats et des lieux. Des lois et des protocoles concernant les relations humaines avec l'environnement sont transmis par des enseignements et des récits ainsi que par les langues autochtones, et peuvent être fondés sur des observations à long terme. Les noms de lieux fournissent des renseignements sur les territoires de récolte, les processus écologiques, l'importance spirituelle ou les produits récoltés associés à ces lieux. Les CTA peuvent permettre de déterminer les caractéristiques du cycle vital d'une espèce ou les différences permettant de distinguer des espèces semblables.

Importance culturelle de l'espèce pour les peuples autochtones

Cette espèce est culturellement importante pour les peuples autochtones, qui possèdent des connaissances approfondies sur l'épaulard et le lien existant entre cette espèce et les communautés autochtones. L'identité des Maa-Nulth de la côte Ouest de l'île de Vancouver est fondée sur un lien avec leur hahuuli – leurs terres et mers (L. Johnson, comm. pers., 2023). Cela comprend l'épaulard, qui est l'un des quatre grands chefs spirituels des Uchuckleshat; le nom de l'animal est porté par de nombreuses personnes. De même, de nombreuses Premières Nations de la côte Ouest ressentent une affinité avec l'épaulard (Calliou Group, 2014; Port Metro Vancouver, 2015). De 2007 à 2010, des efforts considérables ont été déployés pour recueillir des renseignements sur les attitudes et les perceptions des chasseurs et des aînés inuits à l'égard de l'épaulard dans deux régions du Nunavut, Qikiqtaaluk (île de Baffin et bassin Foxe) et Kivalliq (ouest de la baie d'Hudson) (Westdal *et al.*, 2013). Les chercheurs ont constaté que les attitudes et les perceptions n'étaient pas figées et variaient au sein des communautés et d'une communauté à l'autre (Westdal *et al.*, 2013, p. 288).

RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

L'épaulard est présent dans tous les océans, mais il est plus commun dans les zones⁷ d'eaux froides très productives (Forney et Wade, 2006). Dans l'hémisphère Nord, on sait depuis longtemps que des concentrations d'épaulards sont présentes le long de la côte Ouest de l'Amérique du Nord, autour de l'Islande et des îles Féroé ainsi que le long de la côte nord de la Norvège. Au cours des dernières décennies, des effectifs relativement importants d'épaulards ont été répertoriés dans d'autres régions du Pacifique Nord, comme le long des îles Aléoutiennes (Matkin *et al.*, 2007; Zerbini *et al.*, 2007), dans la mer de Béring (Waite *et al.*, 2002) et dans l'Extrême-Orient russe (Filatova *et al.*, 2014, 2016; Shabalina *et al.*, 2015).

Aire de répartition canadienne

L'épaulard est présent dans les trois océans bordant le Canada ainsi que dans la baie d'Hudson. Les membres d'une population d'épaulards peuvent être répartis sur des centaines de kilomètres (voire des milliers dans certains cas) à tout moment. L'aire de répartition de l'espèce dans le Pacifique canadien est assez bien connue, en particulier pour la période allant du printemps à l'automne.

La répartition de la *population résidente du sud du Pacifique Nord-Est (UD1)* s'étend sur quelque 2 300 kilomètres de littoral, depuis le détroit de Chatham, dans le sud-est de l'Alaska, jusqu'à la baie de Monterey, en Californie, les zones principales à la fin du printemps, en été et en automne se trouvant dans la mer des Salish. Ces dernières sont l'est du détroit de Juan de Fuca, le détroit de Haro, le sud du détroit de Georgia (au large de l'embouchure du fleuve Fraser), le passage Boundary, les passages entre les îles Gulf méridionales et les îles San Juan, et la baie Puget, toutes désignées comme habitat essentiel pour la population au Canada et aux États-Unis (Ford, 2014; Ford *et al.*, 2017; Carretta *et al.*, 2021) (figures 3 et 4), ainsi que les zones identifiées comme importantes pour l'épaulard par les nations WSÁNEĆ locales (Evans *et al.*, 2015). Les individus fréquentent aussi les eaux côtières extérieures de l'État de Washington et de l'île de Vancouver, en particulier entre la baie de Grays Harbor et le fleuve Columbia (Ford *et al.*, 2000; Hanson *et al.*, 2017). Les eaux du plateau continental au large du sud-ouest de l'île de Vancouver, y compris les bancs Swiftsure et La Pérouse, sont considérées comme importantes pour l'épaulard par les Pacheedaht (Pacheedaht Heritage Project *et al.*, 2014) et ont récemment été désignées comme habitat essentiel pour les épaulards résidents du sud (Ford *et al.*, 2017; DFO, 2022c) (figure 4). Les occurrences de l'espèce dans l'habitat d'été principal de la mer des Salish semblent être en train de diminuer; elles sont bien au-dessous de la moyenne depuis 2017 (Shields, 2023).

⁶ L'épaulard étant présent dans tous les océans du monde, une carte de la répartition mondiale n'a pas été incluse dans ce rapport.

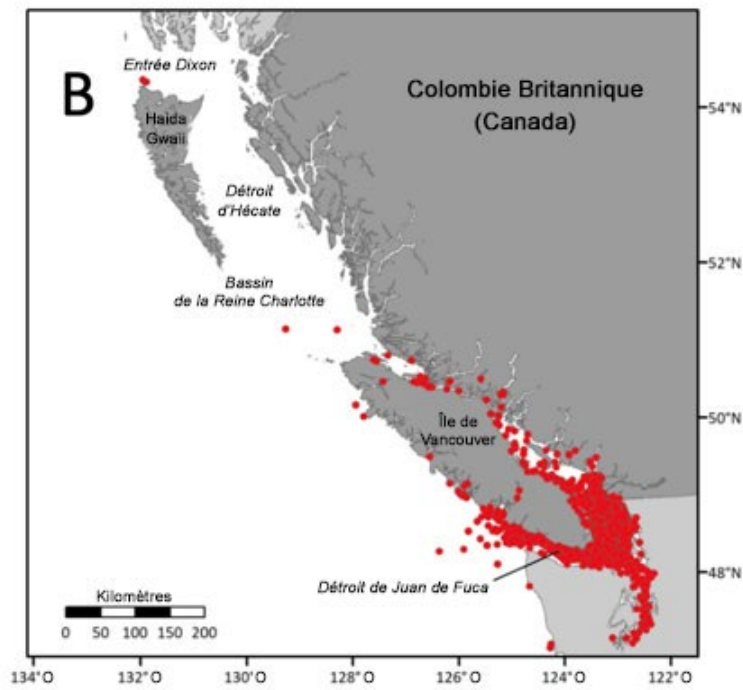
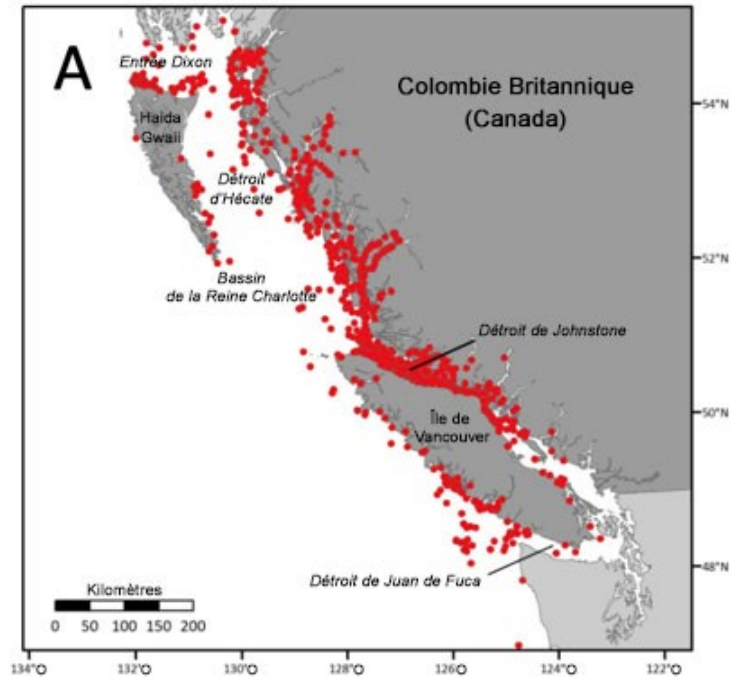


Figure 3. Lieux des observations et des rencontres avec des épaulards résidents du nord (A) et des épaulards résidents du sud (B), de 1973 à 2015 (source : Ford *et al.*, 2017).

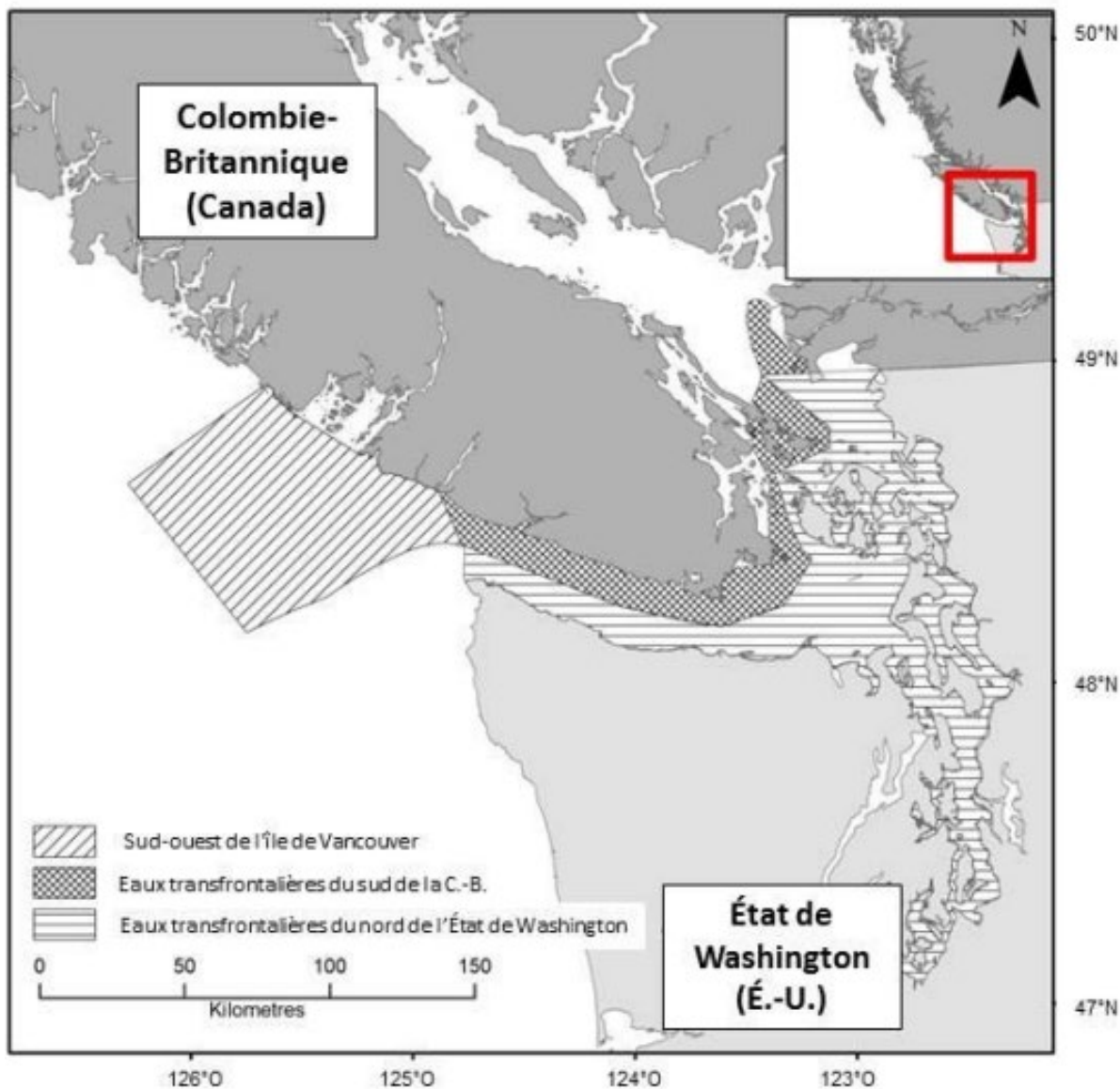


Figure 4. Zones d'habitat essentiel désignées pour les épaulards résidents du sud. Les zones hachurées dans les eaux transfrontalières du sud de la Colombie-Britannique et au large du sud-ouest de l'île de Vancouver sont les zones d'habitat essentiel des épaulards résidents du sud dans les eaux canadiennes, telles qu'elles sont désignées au titre de la LEP (la zone au large du sud-ouest de l'île de Vancouver est également désignée comme habitat essentiel pour les résidents du nord). La zone hachurée dans les eaux transfrontalières états-uniennes au nord de l'État de Washington est désignée comme habitat essentiel des épaulards résidents du sud au titre de l'*Endangered Species Act* (ESA) des États-Unis en 2006. L'extension récente de l'habitat essentiel au large de la côte continentale des États-Unis n'est pas représentée (source : DFO, 2018).

Pendant l'hiver, les deux populations résidentes (UD1 et UD2) se déplacent sur de longues distances dans les eaux côtières extérieures de l'île de Vancouver, la plupart des groupes ne s'aventurant qu'occasionnellement dans leurs principales aires d'estivage. Certains groupes des deux populations sont présents sur le banc Swiftsure en hiver (Burnham *et al.*, 2016; Riera *et al.*, 2019). On sait que les résidents du sud se déplacent aussi loin au sud que les eaux au large du centre de la Californie et, rarement, aussi loin au nord que le sud-est de l'Alaska (détroit de Chatham à 56° de latitude N.). Les concentrations de polluants chez des individus des bandes K et L semblent indiquer qu'ils passent un certain temps à se nourrir dans les eaux californiennes (Krahn *et al.*, 2009). Le suivi par télémétrie satellitaire d'individus marqués, les observations et les données acoustiques indiquent que les résidents du sud passent presque tout leur temps sur le plateau continental, à moins de 34 km de la côte, dans des eaux de moins de 200 m de profondeur (Hanson *et al.*, 2017). Les épaulards du groupe J sont couramment observés dans les eaux côtières en hiver, tandis que les épaulards des groupes K et L semblent passer plus de temps au large (Ford *et al.*, 2000).

La répartition de la population résidente du nord du Pacifique Nord-Est (UD2) s'étend depuis Glacier Bay, en Alaska, jusqu'à la baie de Grays Harbor, dans l'État de Washington, soit sur une distance linéaire d'environ 1 500 km (Ford *et al.*, 2017). Les zones principales se trouvent dans le détroit de Johnstone, les bancs Swiftsure et La Pérouse au large du sud-ouest de l'île de Vancouver, et dans l'ouest de l'entrée Dixon (toutes ces zones étant désignées comme habitat essentiel) (figures 3 et 5). Des individus sont aussi fréquemment aperçus dans l'est du détroit d'Hécate, l'entrée Caamaño et le détroit de la Reine-Charlotte (Ford, 2014; Ford *et al.*, 2017). Les résidents du nord ne sont pas réputés se déplacer loin au large du plateau continental, quelle que soit la saison.

Les individus de la *population migratrice du Pacifique Nord-Est (UD3)* sont présents dans les eaux côtières de la Colombie-Britannique tout au long de l'année, avec un pic d'occurrence au large de l'île de Vancouver en août-septembre, apparemment pour profiter de la période de mise bas des phoques communs (*Phoca vitulina*) de la région (Ford, 2014) (figure 6). L'aire de répartition normale de cette UD s'étend depuis Glacier Bay jusqu'aux eaux du centre de la Californie, voire plus au sud (voir **Unités désignables**). La distance la plus grande jamais relevée entre deux mentions d'un même épaulard migrateur dépassait les 2 600 km (Goley et Straley, 1994). Les épaulards d'autres populations en Californie et, rarement, du centre-sud de l'Alaska, qui se nourrissent de mammifères, fréquentent également les eaux de la Colombie-Britannique.

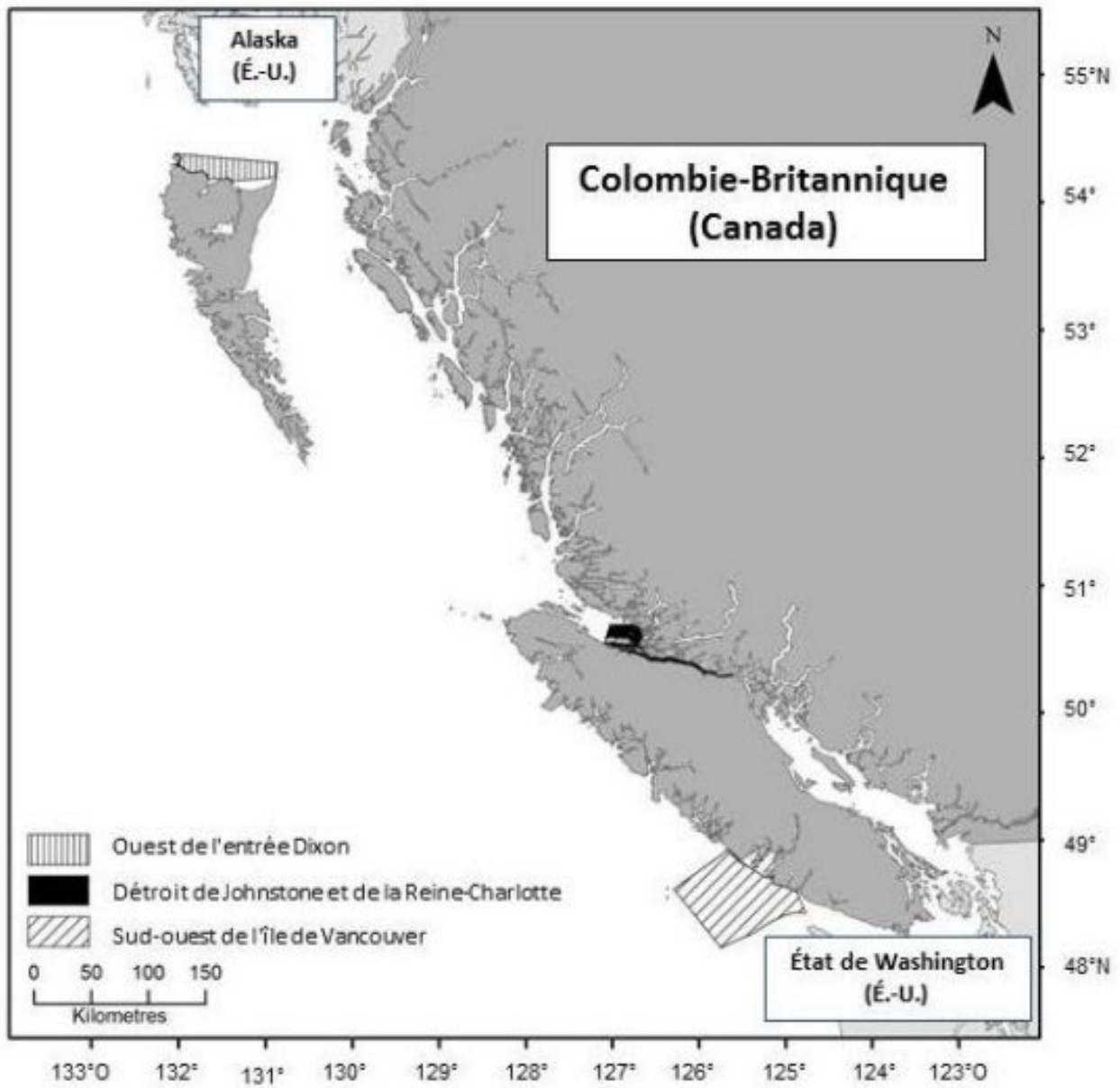


Figure 5. Zones d'habitat essentiel désignées pour les épaulards résidents du nord (source : DFO, 2018a).

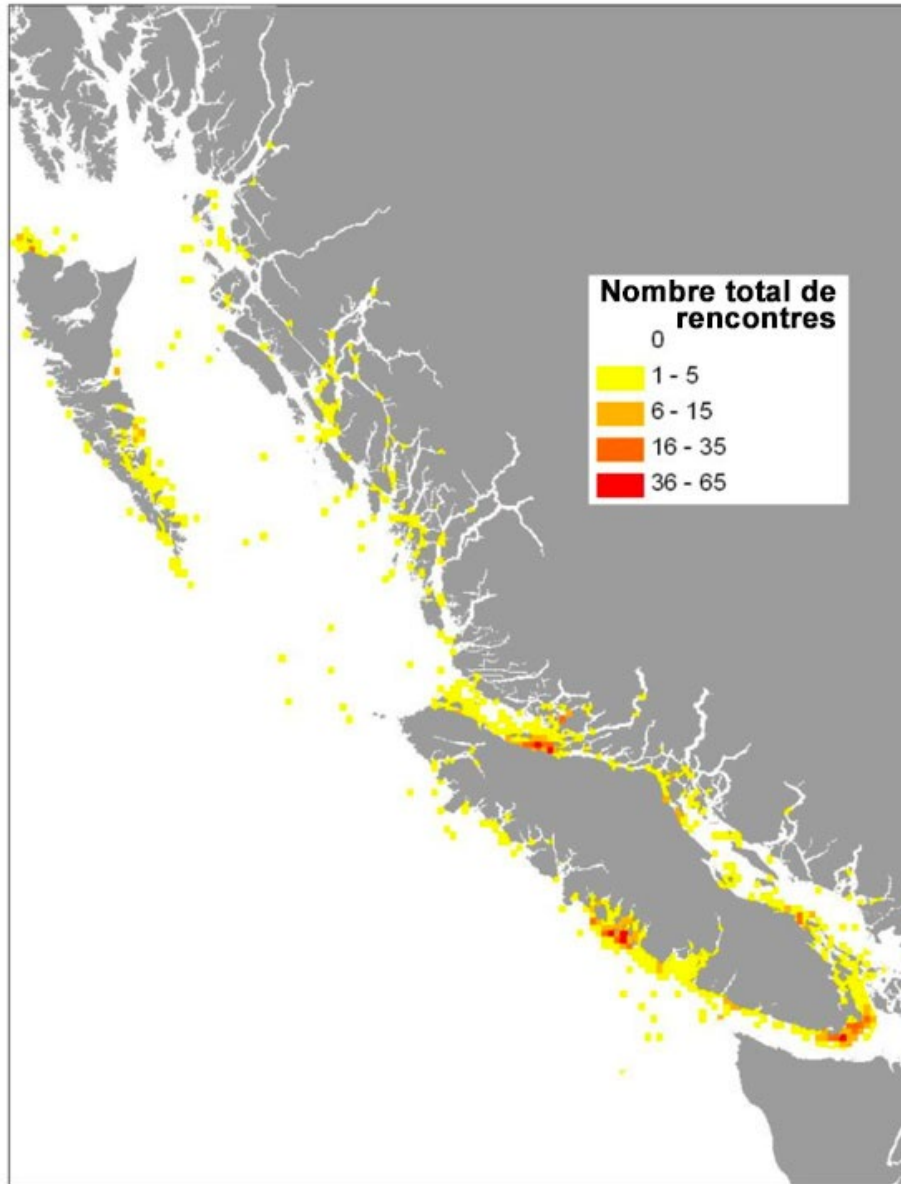


Figure 6. Répartition des rencontres avec des épaulards migrants de la côte Ouest dans les eaux canadiennes du Pacifique (N = 2 988 rencontres de 1990 à 2011; source : Ford *et al.*, 2013).

La population océanique du Pacifique Nord-Est (UD4) est principalement présente dans les eaux extérieures du plateau continental, depuis l'est des îles Aléoutiennes jusqu'aux îles Channel de la Californie (Dahlheim *et al.*, 2008; Ford, 2014; Ford *et al.*, 2014; Schorr *et al.*, 2022) (figure 7). Sept individus océaniques suivis par satellite le long de la côte Ouest, depuis le sud de la Californie jusqu'au golfe du Prince William, en Alaska, sont restés principalement sur le plateau et le talus continentaux, se déplaçant seulement à l'occasion au-delà du plateau (Schorr *et al.*, 2022). En Colombie-Britannique, les individus océaniques préfèrent généralement les eaux du talus au large du sud-ouest de l'île de Vancouver et autour de Haida Gwaii. Cependant, ils se déplacent au moins de temps en

temps, pour de courtes périodes, dans les eaux intérieures p. ex. dans le bras Skincuttle, à Haida Gwaii, et le bras Saanich, dans le sud de l'île de Vancouver (Ford *et al.*, 2014, p. 5). Les individus océaniques peuvent être observés dans les eaux canadiennes du Pacifique durant tous les mois de l'année, mais il semble y avoir un changement saisonnier diffus, les individus se déplaçant vers le nord au printemps et vers le sud à la fin de l'été et à l'automne.

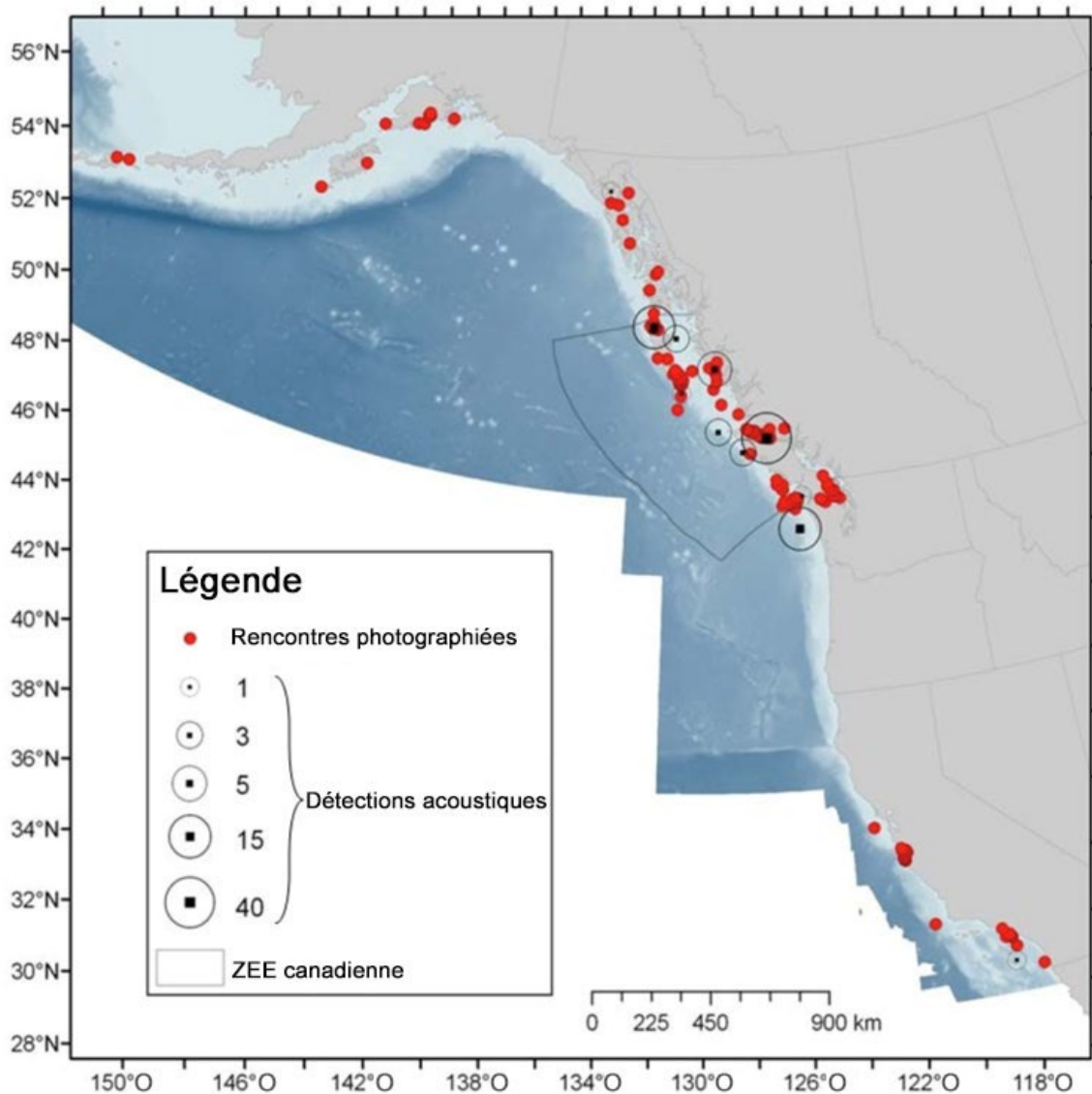


Figure 7. Répartition des rencontres avec des épaulards océaniques (points rouges; 1988-2012) et nombre de jours au cours desquels des épaulards océaniques ont été détectés acoustiquement dans des sites de suivi fixes (cercles vides; 2006-2012). Les profondeurs d'eau relatives sont représentées par des nuances de bleu, le plateau continental et les monts sous-marins étant les plus clairs. (N = 157 rencontres photographiées et 83 détections acoustiques; source : Ford *et al.*, 2014).

La répartition de la population de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique (UD5) s'étend depuis l'Extrême-Arctique (région du détroit de Lancaster) jusqu'au nord-est des États-Unis et dans les eaux de l'ouest du Groenland (COSEWIC, 2008; Higdon *et al.*, 2012; Lawson et Stevens, 2013; Lefort *et al.*, 2020a; S. Ferguson, comm. pers., 2023) (figure 8). Les épaulards étaient considérés comme communs dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent au début et au milieu du 20^e siècle, mais ils n'y sont plus observés qu'occasionnellement (Lesage *et al.*, 2007). On observe l'espèce dans les eaux littorales et extracôtières de Terre-Neuve-et-Labrador, en particulier dans le détroit de Belle-Isle (Lawson *et al.*, 2007), mais aussi dans d'autres « points chauds » tels que l'est de Terre-Neuve et alentour de Saint-Pierre-et-Miquelon (Lawson et Stevens, 2013).



Figure 8. Aire de répartition des épaulards dans les eaux canadiennes de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique canadien. Les mentions d'épaulards dans l'ouest de l'Arctique canadien sont rares et les individus qui y sont observés sont considérés comme se trouvant hors des limites de leur aire de répartition normale (la zone d'occurrence de ces individus est indiquée en pointillé). Les mentions d'individus dans d'autres secteurs où les épaulards sont rarement rencontrés (malgré des activités d'observation importantes) sont indiquées par des cercles (près des provinces des Maritimes; source : COSEWIC, 2008).

Le déclin de la glace de mer estivale a permis à l'épaulard d'étendre son aire de répartition dans l'Arctique canadien. On observe des individus de plus en plus fréquemment dans la baie d'Hudson ainsi que dans l'Extrême-Arctique vers le nord jusqu'au détroit de Jones et vers l'ouest au moins jusqu'au bras Prince Regent et au golfe de Boothia (Higdon et Ferguson, 2009; Higdon *et al.*, 2014; Matthews *et al.*, 2019; Lefort *et al.*, 2020a).

L'épaulard est rarement observé dans l'ouest de l'Arctique canadien, et il est considéré comme peu commun par les Inuvialuit de la région (Hartwig, 2009; Higdon *et al.*, 2013). On suppose généralement que les individus observés dans cette région proviennent d'une population qui se nourrit de mammifères, dont la répartition est centrée dans la mer des Tchoukches et la mer de Béring.

Structure des populations

Il existe une structure importante au sein des UD résidentes du Pacifique Nord-Est, qui se traduit principalement par des différences comportementales (y compris acoustiques) et socioculturelles. Ces différences sont résumées ci-dessous. La structure au sein des UD migratrice du Pacifique Nord-Est et océanique du Pacifique Nord-Est ainsi qu'au sein de l'UD de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique est beaucoup moins bien définie.

L'unité sociale fondamentale des résidents du Pacifique Nord-Est est le groupe matrilineaire, qui rassemble jusqu'à quatre générations d'épaulards partageant la même ascendance maternelle. Il est extrêmement rare que des individus quittent leur groupe matrilineaire, bien que l'on ait observé des baleineaux devenus orphelins se joindre à des groupes matrilineaires étroitement apparentés. Des groupes matrilineaires apparentés qui passent la plupart de leur temps à se déplacer ensemble sont connus sous le nom anglais de « pods », que nous appelons ici « bandes », et différentes bandes d'une même population se déplacent souvent ensemble. La composition de certaines bandes dans la population résidente du nord reste remarquablement stable, mais on en a observé d'autres se scinder en groupes matrilineaires sœurs (Ford *et al.*, 2000; Ford et Ellis, 2002; Stredulinsky *et al.*, 2021). Les groupes matrilineaires de la population résidente du nord se répartissent en trois groupes acoustiques distincts, ou « clans », alors que la population résidente du sud, plus petite, ne comporte qu'un clan acoustique formé de trois bandes baptisées J, K et L (Ford, 1991). Les membres des clans de résidents du nord s'associent fréquemment entre eux, mais ne se mélangent pas avec le clan des résidents du sud.

Les regroupements sociaux des migrants du Pacifique Nord-Est sont plus fluides ou plus dynamiques que ceux des résidents, et les migrants ne restent pas nécessairement toute leur vie au sein de leur groupe matrilineaire natal. Les individus qui se dispersent peuvent se mélanger largement au sein de la population (Ford et Ellis, 1999), mais ils peuvent également entretenir des associations à long terme (Baird et Whitehead, 2000). Des données révèlent l'existence de « groupes génétiques » sympatriques distincts (Parsons *et al.*, 2013) ainsi que de sous-populations d'épaulards migrants dans le Pacifique Nord, entre le golfe d'Alaska et la mer d'Okhotsk, qui sont différents sur le plan

acoustique (Sharpe *et al.*, 2019). Ces unités pourraient refléter des spécialisations sociales ou écologiques ou une sympatrie saisonnière de plusieurs populations pendant l'été. Dans les eaux de la Colombie-Britannique, deux sous-populations possiblement distinctes, un groupe de la « côte intérieure » et un groupe de la « côte extérieure », sont reconnues (Ford *et al.*, 2013). Le premier groupe est présent dans des eaux nettement moins profondes, plus proches de la côte et plus éloignées du talus du plateau continental (isobathe de 200 m) que le deuxième groupe. Les individus de ces deux sous-populations présumées s'associent souvent entre eux.

L'organisation sociale des épaulards océaniques n'est pas bien connue, et l'on ignore s'ils quittent leur groupe natal. On les observe fréquemment en grands groupes de 50 individus, voire de plus de 100 individus, qui peuvent représenter des regroupements d'unités sociales plus petites (Ford *et al.*, 2014; p. 2, 5). Cependant, selon les avis actuels, l'organisation sociale des épaulards océaniques ne présente pas la stabilité observée chez les épaulards résidents et, dans une moindre mesure, chez les épaulards migrateurs (Ford *et al.*, 2014; p. 12).

Dans les eaux de l'est de l'Arctique et de l'Atlantique canadiens, il existe probablement un certain type et un certain degré de structure, mais celle-ci n'a pas été aussi bien caractérisée que celle des UD présentes dans les eaux du Pacifique canadien. Dans l'est et le centre de l'Atlantique Nord (y compris en Islande), la photo-identification à long terme et les analyses de réseaux sociaux ont permis d'étayer l'existence d'un degré élevé de structuration spatiale entre les « communautés » d'épaulards (Foote *et al.*, 2010). Une ou plusieurs de ces communautés ont apparemment une alimentation spécialisée, se nourrissant de stocks de poissons spécifiques (principalement le hareng atlantique [*Clupea harengus*] et le maquereau bleu [*Scomber scombrus*] et, dans un cas, le thon rouge [*Thunnus thynnus*]), tandis que d'autres sont des « généralistes » qui se nourrissent à la fois de poissons et de mammifères marins, ce qui constitue un exemple de spécialisation diversifiée en matière de ressources écologiques. Il est tout à fait possible qu'une structure semblable existe au sein de l'UD de la population de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique (UD5) définie dans le présent rapport. Par exemple, l'analyse des isotopes stables de la dentine indique que les individus de Terre-Neuve-et-Labrador et de la Nouvelle-Écosse (échantillon de l'Atlantique Nord-Ouest [ANO]) se nourrissent régulièrement de proies des mêmes niveaux trophiques que les individus de diverses parties de l'Arctique canadien (échantillon de l'Arctique canadien [AC]); toutefois, les deux groupes (ANO et AC) se nourrissent au sein de réseaux trophiques ayant des valeurs isotopiques de base différentes (Matthews et Ferguson, 2013). Les individus de l'échantillon de l'ANO présentent une importante usure des dents, ressemblant à celle associée au régime alimentaire des épaulards océaniques du Pacifique Nord-Est, composé principalement de requins (Matthews et Ferguson, 2013). Une étude isotopique élargie utilisant les mêmes échantillons de l'ANO et de l'AC (six et cinq individus, respectivement), mais examinant des acides aminés différents et prenant en compte des échantillons de dentine provenant des écotypes résident et migrateur du Pacifique Nord-Est (PNE) (trois et quatre individus, respectivement) à des fins de comparaison, a permis à Matthews *et al.* (2021) de conclure que les résultats isotopiques propres aux acides aminés, combinés aux différences d'usure des dents, étaient cohérents avec les caractéristiques d'écotype

décrites pour les populations d'épaulards du PNE et d'ailleurs. Cette conclusion est étayée par une analyse quantitative de la signature des acides gras des échantillons de graisse, qui a montré des différences importantes au sein de cette population : la plupart des épaulards échantillonnés dans l'est de l'Arctique présentaient des signatures compatibles avec la prédation des phoques, des narvals (*Monodon monoceros*) et des bélugas, tandis que ceux échantillonnés au large de Terre-Neuve présentaient des signatures indiquant la prédation de baleines à fanons (Remili *et al.*, 2023).

Zone d'occurrence et zone d'occupation

Les calculs de la zone d'occurrence et de l'indice de zone d'occupation (IZO) présentés dans la dernière évaluation (COSEWIC, 2008) pour les cinq UD demeurent en grande partie valables, toutefois la méthode de calcul de ces zones a légèrement changé depuis. Néanmoins, toutes les valeurs sont supérieures d'au moins un ordre de grandeur aux seuils de la catégorie « menacée » selon le critère D (20 000 km² pour D1 et 2 000 km² pour D2). Tout changement utilisant les données à jour devrait de toute évidence être très important pour modifier de manière appréciable le résultat de l'évaluation; c'est pourquoi aucun nouveau calcul n'a été effectué pour ce rapport.

Fluctuations et tendances de la répartition

Rien n'indique qu'il y ait eu un changement significatif de la répartition de l'épaulard dans les eaux canadiennes du Pacifique depuis l'évaluation précédente, même si, comme il est mentionné dans **Répartition** (ci-dessus), les occurrences de résidents du sud dans leur habitat d'été principal dans la mer des Salish semblent être en déclin et ont été bien inférieures à la moyenne depuis 2017 (Carretta *et al.*, 2021, p. 121).

La répartition de l'épaulard dans l'est de l'Arctique canadien était déjà en train de changer rapidement en 2008, alors que les zones libres de glace devenaient plus étendues et duraient plus longtemps et que les individus étaient observés de plus en plus souvent à des latitudes élevées. Elle a continué à s'étendre, tant sur le plan du temps que les individus y passent que des zones qu'ils fréquentent, apparemment en raison du déclin continu de l'étendue et de la durée de la glace de mer, celle-ci pouvant représenter un obstacle à certains comportements et un danger physique pour l'épaulard lorsqu'elle est présente (Higdon et Ferguson, 2009; Higdon *et al.*, 2013, 2014; Westdal *et al.*, 2017; Matthews *et al.*, 2019; Lefort *et al.*, 2020a). Sur les 53 détenteurs de savoir interviewés dans le cadre d'une étude sur l'épaulard au Nunavut (Higdon *et al.*, 2013), 27 ont spécifiquement décrit la population comme étant en augmentation, et 13 ont indiqué que les taux d'observation étaient en hausse. Les observations dans le centre et l'ouest de l'Arctique canadien continuent néanmoins d'être relativement rares (Higdon *et al.*, 2012, 2013; Lefort *et al.*, 2020a), comme on le rapportait précédemment (COSEWIC, 2008). Cela peut être dû en partie aux faibles activités de recherche, à la brièveté de la période sans glace malgré la perte continue de la glace de mer (Steele *et al.*, 2015) et à la longue distance par rapport à l'Atlantique, et/ou aux densités comparativement faibles des espèces de mammifères marins proies dans ces régions.

BIOLOGIE ET UTILISATION DE L'HABITAT

Cycle vital et reproduction

La plupart des paramètres de reproduction et de dynamique des populations (cycle vital) résumés dans le rapport précédent (COSEWIC, 2008) provenaient d'études sur les individus résidents du Pacifique Nord-Est, effectuées entre le début des années 1970 et 2004 (Olesiuk *et al.*, 1990, 2005). Ces paramètres sont de nouveau résumés ici, des mises à jour étant apportées en fonction de nouvelles données.

Les épaulards mâles atteignent leur maturité sexuelle à 12,8 ans (moyenne). Pendant une période de croissance de la population (1973-1996), l'âge moyen de la première mise bas (baleineau viable) chez les femelles résidentes du nord était de 14,1 ans. L'âge de la maturité sexuelle chez les femelles a augmenté légèrement (mais de manière statistiquement significative) pour atteindre 15,4 ans, pendant la période de croissance démographique nulle (1996-2004). En général, la fourchette d'âges des nouvelles mères varie de 12 à 17 ans (77 %), mais certaines d'entre elles n'avaient que 9 ans, tandis que d'autres avaient jusqu'à 22 ans (Olesiuk *et al.*, 2005). L'âge moyen à la première conception pour les résidents du sud et du nord est de 12,1 ans dans la nature et de 9,8 ans en captivité, selon Robeck *et al.* (2015). La fécondité maximale (probabilité de devenir gravide au cours d'un même cycle œstral) chez les femelles résidentes du sud se produirait entre 20 et 22 ans, augmenterait rapidement au cours des 4 premières années suivant la maturité sexuelle, diminuerait lentement entre 22 et 39 ans, puis chuterait précipitamment (Wasser *et al.*, 2017). La gestation dure de 16 à 17 mois (Walker *et al.*, 1998; Duffield *et al.*, 1995) ou 18 mois (Ward *et al.*, 2013).

Pour l'espèce (Matkin *et al.*, 2014). De façon générale, aucune différence majeure n'a été constatée dans les paramètres du cycle vital entre les résidents du nord du Pacifique Nord-Est et les résidents du sud de l'Alaska. Il convient de noter que les paramètres du cycle vital de la population résidente du sud du Pacifique Nord-Est ne sont pas considérés comme représentatifs en raison de la taille exceptionnellement petite de cette population et de son exposition extrême aux perturbations anthropiques au cours des 40 dernières années (voir par exemple Krahn *et al.*, 2004).

La durée de génération (âge moyen des parents) des épaulards résidents du nord est de 26 à 29 ans (COSEWIC, 2008). Cette durée se compare à celles estimées pour l'ensemble de l'espèce, qui sont de 24 ans selon les conditions actuelles (au taux de croissance de la population r calculé) et de 25,7 ans selon les conditions antérieures aux perturbations (lorsque $r = 0$), sur la base d'une matrice de Leslie avec un modèle à 5 paramètres, spécialement conçu pour produire des valeurs par défaut pour les évaluations des cétacés dans le cadre de la Liste rouge (Taylor *et al.*, 2007). Pour les besoins de la présente évaluation, la fourchette donnée par le COSEPAC (COSEWIC, 2008) est appliquée aux cinq UD.

L'âge à la dernière mise bas est d'environ 40 ans, mais les femelles vivent en moyenne une dizaine d'années de plus et parfois beaucoup plus longtemps (Olesiuk *et al.*, 2005). Il est possible que la présence de femelles âgées dans le groupe augmente les chances de survie des jeunes, même si ces femelles ne contribuent plus directement à la croissance de la population (Brent *et al.*, 2015). Les femelles de la population migratrice du Pacifique Nord-Est (de Bigg) ont une longue période de post-fécondité, tout comme les femelles des populations résidentes (Nielsen *et al.*, 2021).

Le comportement d'accouplement de l'épaulard a rarement été observé dans la nature. Les teneurs en testostérone mesurées chez les mâles adultes en captivité sont le plus élevées entre mars et juin (Robeck et Monfort, 2006). Cette observation, combinée au fait que les mises bas sont plus nombreuses entre l'automne et le printemps, laisse penser que l'accouplement est plus fréquent au printemps et au début de l'été.

Les taux de survie varient avec l'âge, et ce sont les nouveau-nés qui présentent la plus forte mortalité. Olesiuk *et al.* (1990) mentionnent un taux de mortalité variant de 37 à 50 % entre la naissance et l'âge de 6 mois, mais ces pourcentages sont grossiers et potentiellement surestimés. Les auteurs ont par ailleurs estimé que l'espérance de vie moyenne des animaux ayant survécu à leurs premiers 6 mois était de 46 ans pour les femelles et de 31 ans pour les mâles pendant la période de croissance de la population (1973-1996). Pendant la période de croissance nulle (1996-2004), l'espérance de vie est cependant tombée à 30 et 19,3 ans pour les femelles et les mâles, respectivement. La longévité était approximativement de 80 ans pour les femelles et de 40 à 50 ans pour les mâles. Une femelle de la population résidente du sud, qui serait née entre 1928 et 1935, vivait encore en 2022 (âgée d'environ 87 à 94 ans) (Center for Whale Research, 2023).

À titre de comparaison avec les valeurs de survie des individus résidents du nord (0,961 pour les mâles et 0,989 pour les femelles adultes; Olesiuk *et al.*, 1990), une étude photographique de marquage-recapture dans le sud de l'océan Indien, réalisée de 1964 à 2002, montre que les probabilités moyennes apparentes de survie des adultes étaient à la baisse de 1977 à 2002, passant de 0,935 à 0,895 pour les mâles et de 0,942 à 0,901 pour les femelles (Poncellet *et al.*, 2010). Les auteurs de cette étude ont attribué ces baisses à une réduction de l'abondance des proies et/ou à des interactions mortelles avec des pêches à la palangre démersale. Une étude semblable au large de la Norvège, associée à une concentration de harengs lors de la fraye printanière, a permis d'estimer le taux de survie apparent des mâles et des femelles adultes à 0,971 et à 0,977, respectivement (Kuningas *et al.*, 2014). L'intervalle entre les mises bas dans cette étude variait de 3 à 14 ans.

Besoins en matière d'habitat

Les déplacements des épaulards ne semblent pas être limités par les caractéristiques de leur environnement, à l'exception de la glace de mer sous les hautes latitudes. Ils vivent (ou du moins traversent ou fréquentent) un large éventail de milieux côtiers et pélagiques dans le monde entier et semblent capables de tolérer une grande plage de températures et de niveaux de salinité et de turbidité. Leurs besoins de base sont les suivants : 1) des proies en quantité et de qualité suffisantes; 2) un environnement acoustique qui n'empêche pas la communication ni la recherche de nourriture ni n'entraîne des pertes auditives; 3) des conditions de déplacement sûres, qui leur permettent d'effectuer leurs périple saisonniers, de se reposer, de socialiser et de s'alimenter.

Durant l'été et l'automne, la répartition des épaulards résidents du nord et du sud suit de près celle du saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*), leur proie de prédilection et, secondairement, celle du saumon kéta (*Oncorhynchus keta*), en particulier à l'automne (COSEWIC, 2008; Hanson *et al.*, 2010; Ford *et al.*, 2017). Les épaulards résidents se déplacent en fonction des variations d'abondance des principales montaisons de saumons (Ford et Ellis, 2006; Shields *et al.*, 2018a). Outre les saumons, les résidents, peut-être surtout les résidents du nord, se nourrissent de morues charbonnières (*Anoplopoma fimbria*) si les conditions sont propices, par exemple à certains endroits du rebord du plateau continental, où la remontée d'eau amène ces poissons suffisamment près de la surface pour qu'ils soient accessibles (Ford *et al.*, 2017). Ces épaulards résidents s'attaquent également, dans une certaine mesure, aux poissons de fond tels que le flétan du Pacifique (*Hippoglossus stenolepis*), la morue-lingue (*Ophiodon elongatus*) et la sole commune (*Solea solea*) (Ford, 2014).

Dans la région du détroit de Johnstone, en Colombie-Britannique (figure 5), les épaulards résidents du nord s'engagent dans des séances de frottement sur les rivages rocheux durant lesquelles ils sont très sensibles à toute perturbation. Ils viennent ainsi se frotter à plusieurs reprises sur les petits galets lisses de certaines zones de plage à pente bien précises, en eaux peu profondes (Ford *et al.*, 2000; Ford, 2014). Ce comportement n'a pas été observé chez d'autres populations d'épaulards dans la région, et il ne semble donc pas être un « besoin » en matière d'habitat, mais plutôt une activité traditionnelle de la population résidente du Pacifique Nord-Est.

Le principal besoin en matière d'habitat des épaulards migrants du Pacifique Nord-Est et d'autres populations se nourrissant de mammifères semble être la disponibilité et la capturabilité des proies. Comme leurs techniques de chasse spécialisées sont généralement basées sur une approche discrète, la capturabilité des proies dépend d'un environnement suffisamment calme pour que les épaulards puissent détecter et localiser les proies par l'écoute (Barrett-Lennard *et al.*, 1996). Ceci s'applique également aux populations d'épaulards de l'Atlantique et de l'Arctique qui se nourrissent de mammifères. La population d'épaulards océaniques utilise généralement un habitat situé dans les eaux côtières extérieures de la Colombie-Britannique, où des requins migrants peuvent être présents en fortes densités (Ford *et al.*, 2014).

Déplacements, migration et dispersion

L'épaulard est capable de parcourir de très longues distances en peu de temps, et le caractère migrateur varie grandement selon les populations. Dans le Pacifique et probablement ailleurs, les individus ne migrent pas vers des sites d'accouplement et de mise bas définis depuis leurs sites d'alimentation. Ils se déplacent plutôt en fonction des rassemblements saisonniers de proies, par exemple les saumons remontant les cours d'eau pour frayer (épaulards résidents), les phoques nouvellement sevrés faisant leurs premières incursions dans les eaux côtières (épaulards migrants) ou encore les narvals regroupés dans les fjords étroits et profonds en été (Laidre *et al.*, 2006).

Les épaulards se nourrissant de mammifères qui fréquentent les hautes latitudes dans l'est du Canada sont des individus dits migrants parce qu'ils se déplacent vers le nord en été, aussi loin que les conditions de glace le permettent, afin d'accéder à des concentrations de proies. Ils quittent ensuite la région en septembre ou en octobre pour se diriger rapidement vers le sud (c.-à-d. parcourant de 40 à plus de 100 km par jour) (Ferguson *et al.*, 2010, 2012; Matthews *et al.*, 2011; Jourdain *et al.*, 2019; Jourdain, 2021). Un individu (une femelle adulte ou un jeune mâle) muni d'une étiquette satellite a parcouru plus de 5 400 km en un peu plus d'un mois, quittant le bras Prince Regent (nord de l'île de Baffin) au début d'octobre et atteignant un point dans les eaux libres de l'océan Atlantique (vers 38° de latitude N. et 41° de longitude O.) à l'est de la Virginie à la mi-novembre (l'étiquette a cessé d'émettre à ce moment-là). Les individus qui se nourrissent de mammifères passent l'hiver à des latitudes moyennes ou basses, possiblement dans les zones d'eaux libres de la baie de Baffin et du détroit de Davis (en particulier au large de l'ouest du Groenland), dans la mer du Labrador et/ou ailleurs dans l'Atlantique Nord (Lefort *et al.*, 2020a, p. 247). À ce jour, aucune correspondance n'a été établie entre des photos d'individus de l'Arctique canadien et des photos d'individus des eaux de Terre-Neuve-et-Labrador (Young *et al.*, 2011; Lawson et Stevens, 2014) mais, avec l'intensification des activités de recherche, cette situation pourrait changer. Les épaulards sont présents dans la mer des Caraïbes tous les mois de l'année (Bolaños *et al.*, 2014); les individus échantillonnés à Saint-Vincent-et-les-Grenadines par Kiszka *et al.* (2021) ont été tués en avril (2), en juin (3) et en août (3), mois (surtout les deux derniers) où les individus qui migrent vers l'Arctique se seraient probablement trouvés plus loin dans le nord.

Les habitudes de déplacement peuvent être très différentes d'une sous-population à l'autre (c.-à-d. d'une bande, ou d'un clan, à l'autre). Par exemple, dans le cas de la population résidente du sud, qui fait l'objet d'un suivi étroit, une bande (J) reste apparemment à l'intérieur ou à proximité de la mer des Salish (y compris la baie Puget) toute l'année, tandis que les deux autres bandes (K et L) se déplaceraient vers le sud, jusqu'en Californie, en hiver, et vers le nord, jusqu'au nord de la Colombie-Britannique et, dans au moins une occasion, jusqu'au sud-est de l'Alaska, au printemps ou au début de l'été (Krahn *et al.*, 2004; Carretta *et al.*, 2021). On peut considérer ces déplacements comme étant une migration, même si l'on ne sait pas s'ils peuvent être liés aux cycles saisonniers annuels, selon la définition classique.

Relations interspécifiques

Régime alimentaire

Les populations d'épaulards ont tendance à être des prédateurs spécialistes et ne se nourrissent que de certains types de proies. Le régime alimentaire des populations résidentes du Pacifique Nord-Est se compose presque exclusivement de poissons téléostéens, en particulier de salmonidés. Le saumon chinook est leur principale proie; cette espèce constitue un facteur limitatif dans la dynamique des populations résidentes du sud et du nord (Ford *et al.*, 2010; Ward *et al.*, 2013; Murray *et al.*, 2021). La population migratrice du Pacifique Nord-Est, en revanche, se nourrit de mammifères marins et, parfois, d'oiseaux de mer. Les phoques communs sont sa proie prédominante, mais les otaries de Steller (*Eumetopias jubatus*), les otaries de Californie (*Zalophus californianus*), les marsuins communs (*Phocoena phocoena*) et les marsouins de Dall (*Phocoenoides dalli*) constituent également des proies importantes (Ford *et al.*, 1998, 2013). La population océanique du Pacifique Nord-Est se nourrit de requins, dont la laimargue du Pacifique, le requin bleu (*Prionace glauca*) et l'aiguillat commun (*Squalus suckleyi*) (Ford *et al.*, 2011, 2014; Ford, 2014), et de poissons marins de niveau trophique supérieur tels que le flétan du Pacifique et l'opah (*Lampris guttatus*) (Krahn *et al.*, 2007b; Ford, 2014; Ford *et al.*, 2014).

On pense que la population de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique se nourrit principalement de mammifères, les individus présents dans l'Arctique étant particulièrement dépendants des cétacés et des pinnipèdes (Higdon *et al.*, 2011; Jourdain *et al.*, 2019; Lefort *et al.*, 2020a; Remili *et al.*, 2023). Parmi les espèces proies importantes figurent le narval, le béluga, la baleine boréale (*Balaena mysticetus*) et le phoque annelé (*Pusa hispida*) (Higdon *et al.* 2012). La lompe (*Cyclopterus lumpus*) serait une proie des épaulards dans la baie de Disko, à l'ouest du Groenland, au milieu de l'hiver (février) (Laidre *et al.*, 2006), mais Ferguson *et al.* (2010, p. 124) concluent que la grande majorité des épaulards de l'Arctique canadien et de la région de la baie d'Hudson se nourrissent de préférence, voire exclusivement, de mammifères marins (plutôt que de poissons). Il est probable, si l'on se fie aux observations d'interactions avec les opérations de pêche ainsi qu'à l'examen du contenu stomacal de quelques individus (Lawson *et al.*, 2007), que les épaulards de Terre-Neuve-et-Labrador se nourrissent, au moins de façon saisonnière, de poissons ainsi que de mammifères marins, comme c'est le cas ailleurs dans l'Atlantique Nord (Jourdain *et al.*, 2019).

Prédateurs et compétiteurs

L'être humain est le seul prédateur de l'épaulard.

Les épaulards qui se nourrissent de mammifères marins peuvent être considérés comme étant en compétition avec les humains pour les ressources (proies) dans l'Arctique. Comme il est indiqué dans le rapport d'un atelier organisé par le MPO en 2010, de nombreuses communautés du Nunavut craignent qu'une augmentation du nombre d'épaulards ait un impact négatif sur les stocks de proies partagées que sont les baleines

boréales, les narvals, les bélugas et les phoques (Stephenson et Hartwig, 2010, p. 8). Cette préoccupation a été explicitement mentionnée et soulignée par les chasseurs inuits de 11 communautés de l'est du Nunavut (régions de Kivalliq et de Qikiqtaaluk), qui ont été interviewés entre 2007 et 2010 (Ferguson *et al.*, 2012). Des travaux préliminaires ont quantifié les besoins énergétiques de l'épaulard en relation avec l'abondance des cétacés et des pinnipèdes dans la région de la baie d'Hudson (Ferguson *et al.*, 2010, 2011) et dans la région du détroit de Lancaster (Lefort *et al.*, 2020b).

Les observations d'épaulards piscivores se nourrissant à proximité de navires de pêche et parfois « interagissant » avec eux (p. ex. enlevant les prises des filets ou des hameçons de palangres), notamment à Terre-Neuve-et-Labrador (Lawson *et al.*, 2007), les placent en concurrence directe avec les pêches (Jourdain *et al.*, 2019, p. 10).

Dans les eaux canadiennes du Pacifique, les individus résidents sont en compétition pour les salmonidés, en particulier le très prisé saumon chinook, avec les humains ainsi qu'avec d'autres prédateurs, notamment les phoques et les otaries. De plus, les populations résidentes du sud et du nord sont en compétition les unes avec les autres (Hilborn *et al.*, 2012, et voir l'analyse ci-dessous, dans **Facteurs biologiques limitatifs**).

Autres relations

En tant que prédateur au sommet du réseau trophique, l'épaulard peut avoir des effets descendants très importants sur les espèces proies (T. Williams *et al.*, 2004; Barrett-Lennard et Heise, 2006). Par exemple, Lefort *et al.* (2020b) estiment que l'expansion liée aux changements climatiques de l'aire de répartition d'environ 160 épaulards dans l'est de l'Arctique canadien pourrait leur permettre de consommer plus de 1 000 narvals chaque année pendant leur période de présence saisonnière. Pour les auteurs, il s'agit là d'un exemple de l'ampleur des modifications écosystémiques susceptibles de découler du déplacement de l'aire de répartition des prédateurs, attribuable aux changements climatiques.

Selon la conclusion d'une analyse, les effets comportementaux « non consommateurs » (non létaux) (« landscape of fear »; Laundré *et al.*, 2001) de l'épaulard sur le narval et d'autres mammifères marins dans l'Arctique canadien, même quand ils sont faibles, pourraient considérablement influencer sur les populations et dépasser les effets de la « mortalité consommatrice » (Breed *et al.*, 2017, p. 2 632). De plus, Breed *et al.* (2017) mentionnent la possibilité que l'augmentation des densités d'épaulards provoque des changements structuraux dans les écosystèmes arctiques par l'intermédiaire à la fois d'effets consommateurs et d'effets sur les caractéristiques des mésoprédateurs (cf. Ritchie et Johnson, 2009).

Adaptations physiologiques, comportementales et autres

L'épaulard (en tant qu'espèce) présente un mélange de caractéristiques adaptatives et inadaptées. L'information et les comportements transmis culturellement au sein d'une même génération et entre celles-ci par l'apprentissage social devraient aider les individus à réagir aux changements dans leur environnement. Comme on l'explique dans le rapport du COSEPAC (COSEWIC, 2008), l'adoption rapide d'un comportement consistant à piller les engins de pêche (« déprédation ») dans le Pacifique Nord en est un exemple. Cependant, un tel comportement suscite non seulement la colère des pêcheurs (et parfois une riposte de leur part), mais il peut également exposer les épaulards à un plus grand risque d'accrochage aux hameçons ou d'empêchement (Dahlheim *et al.*, 2022). Une étude sur l'épaulard dans le détroit de Gibraltar et à proximité de celui-ci, au large de l'Espagne, démontre que la sociabilité peut influencer sur la propagation de nouveaux comportements alimentaires, mais aussi entraîner la fragmentation de la population, ce qui peut avoir un effet néfaste sur une communauté déjà petite (Esteban *et al.*, 2016). Le partage de nourriture au sein du groupe familial observé chez les épaulards résidents du nord a été décrit comme un comportement coopératif pouvant inhiber la dispersion puisqu'il réduit la compétition pour les ressources entre les membres du groupe familial (Wright *et al.*, 2016), mais il pourrait également favoriser la consanguinité (M.J. Ford *et al.*, 2018).

Les préférences extrêmement figées en matière de proies et le comportement acoustique des populations résidentes du Pacifique Nord-Est les rendent vraisemblablement vulnérables aux changements majeurs dans les populations d'espèces proies de prédilection et aux perturbations causées par les activités humaines bruyantes. Cependant, dans leur habitat, les deux populations se sont adaptées à l'augmentation du trafic maritime, qui comprend les navires d'observation de baleines, ou du moins sont en mesure de le tolérer, et ce, sans abandonner complètement les sites d'alimentation traditionnels. Les effets à court terme de la présence et du bruit des navires sur le comportement alimentaire ont été largement étudiés, en particulier chez les individus résidents du sud. Une étude acoustique effectuée dans les eaux côtières urbaines de la baie Puget, près de Seattle, où le bruit anthropique est omniprésent, en particulier celui des navires à moteur, révèle que l'amplitude des vocalisations des épaulards augmentait de 1 dB pour chaque augmentation de 1 dB des niveaux de bruit de fond (Holt *et al.*, 2008). Un inconvénient de cette « adaptabilité » est que, comme le soulignent les auteurs, cette compensation vocale a un coût potentiel : perte d'énergie, augmentation du stress et dégradation des capacités de communication. Par ailleurs, une étude de marquage des individus résidents du sud a permis de constater que les femelles sont plus susceptibles que les mâles de réagir, par exemple en interrompant leur alimentation, à l'approche d'un navire, ce qui entraîne une perte de l'énergie nécessaire à la croissance du fœtus pendant la gestation et à la lactation après la mise bas (Holt *et al.*, 2021).

Selon l'interprétation des données laissant présumer qu'au moins une population de l'Atlantique Nord consomme d'autres proies — les épaulards se nourrissent principalement d'un stock de harengs frayant au printemps, mais « interagissent » aussi avec des phoques (Vongraven et Bisther, 2014; Samarra et Miller, 2015) —, il existerait une « plasticité » du comportement alimentaire et une résilience possible à l'égard de la disponibilité changeante de proies dans cette région (Jourdain *et al.*, 2019, p. 10). D'après Barrett-Lennard et Heise (2006, p. 169), les changements du régime alimentaire ou du comportement de chasse ou d'alimentation des épaulards se produisent probablement en deux phases — d'abord, un processus très lent d'« innovation » au cours duquel un ou quelques individus adoptent le changement, suivi d'un processus beaucoup plus rapide par lequel le changement est « transmis culturellement » à l'ensemble du groupe et adopté par celui-ci.

Facteurs limitatifs

Natural mortality

Les carcasses d'épaulards sont rarement récupérées, et l'on en sait relativement peu sur les causes de mortalité naturelle. L'emprisonnement dans les glaces et l'échouage dans les lacs salés à marée ou les eaux peu profondes sont bien décrits (COSEWIC, 2008; Westdal *et al.*, 2017; Lefort *et al.*, 2020a; Jourdain *et al.*, 2021). Dans l'Arctique, les cas d'emprisonnement ou d'échouage associés aux glaces finissent normalement par l'abattage par des chasseurs ou la mort par inanition ou suffocation (Matthews *et al.*, 2019).

Les autres causes de mortalité comprennent probablement les maladies infectieuses, l'échouage sur les plages, les parasites, les biotoxines et l'inanition. Plusieurs microbiotes comprenant de possibles agents pathogènes ont été identifiés chez l'épaulard, et certains peuvent provoquer l'interruption de la gestation (avortement), réduire la fécondité et/ou augmenter la mortalité (Gaydos *et al.*, 2004; Raverty *et al.*, 2017). En se basant sur les rapports de pathologie de 53 épaulards échoués dans le Pacifique Nord-Est et à Hawaï entre 2004 et 2013, Raverty *et al.* (2020) ont constaté que les baleineaux et les subadultes étaient morts de maladies infectieuses, de malnutrition, de malformations congénitales et de traumatismes (dans le cas des subadultes), tandis que les adultes étaient morts d'infections bactériennes (p. ex. sarcocystose et toxoplasmose concomitantes), de famine et de traumatismes par force brutale. Parmi les facteurs contributifs à certaines morts, on peut citer les plaies résultant de morsures d'un requin du genre *Isistius*, ou squalolet, et l'usure excessive des dents.

Facteurs biologiques limitatifs

Les facteurs biologiques qui limitent la capacité des populations d'épaulards à persister dans une région donnée ou à se rétablir lorsqu'elles ont été décimées sont mieux définis à l'échelle des populations qu'à l'échelle de l'ensemble de l'espèce. Bien que l'épaulard soit un animal très intelligent, longévif et sans prédateurs naturels, certaines populations sont vulnérables aux principaux facteurs biologiques limitatifs ci-dessous.

Attributs culturels figés

Les attributs culturels figés des épaulards peuvent limiter leur capacité à s'adapter à une variation rapide des conditions environnementales. Par exemple, la spécialisation alimentaire des épaulards résidents et des épaulards migrateurs du Pacifique Nord-Est est solidement ancrée, et rien n'indique que l'une ou l'autre population consomme à la fois des mammifères marins et des poissons. Trois individus migrateurs capturés en 1970 sont un exemple illustrant la force de cette préférence alimentaire. L'un d'eux est mort après 75 jours en captivité, ayant refusé de manger des poissons. Les deux autres ont commencé à se nourrir de poissons le 79^e jour. Remis par la suite en liberté, ces épaulards ont repris leur régime alimentaire de prédilection, composé exclusivement de mammifères marins (Ford et Ellis, 1999). De telles spécialisations alimentaires solidement ancrées et figées font que les populations résidentes et migratrices sont plus vulnérables à la raréfaction de leurs proies que si elles étaient généralistes. On ne sait pas si les autres populations au Canada (population océanique du Pacifique Nord-Est et population de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique) sont aussi spécialisées en matière d'alimentation.

Il est généralement admis que l'abondance des épaulards résidents est limitée par la disponibilité de leur proie principale, le saumon chinook (Ford *et al.*, 2005b, 2010). Les effectifs de nombreux stocks de saumons chinooks ne représentent plus qu'un faible pourcentage de ce qu'ils étaient jadis, et plus de 50 stocks qui fréquentaient l'aire de répartition actuelle des épaulards résidents sont aujourd'hui disparus (Heard *et al.*, 2007; voir également COSEWIC, 2008). Comme l'ont avancé Ford *et al.* (2010), les épaulards résidents sont hautement spécialisés et dépendants de cette seule espèce de salmonidé, à un tel point qu'elle constitue un facteur limitatif dans la dynamique des populations. Des études récentes utilisant la photogrammétrie aérienne (Fearnbach *et al.*, 2011, 2018; Groskreutz *et al.*, 2019; Stewart *et al.*, 2021) ont fourni des données démographiques démontrant la corrélation avec la quantité limitée de proies dans le cas des populations résidentes du sud et du nord, ce qui porte à croire que le stress nutritionnel causé par l'insuffisance des proies préférées a des effets négatifs, à la fois létaux et non létaux, à long terme. Whitehead et Ford (2018) ont montré par modélisation que les populations spécialistes pourraient être plus prospères (avoir une plus grande capacité d'adaptation) que les populations généralistes, du moins à court terme, mais sont plus susceptibles de disparaître en tant que groupe en raison d'une faible résilience aux changements environnementaux à long terme.

L'incapacité, ou la réticence, apparente des épaulards, en particulier des résidents du sud, à changer de proies, doit être considérée comme un facteur limitatif même si, comme l'indique le rapport d'un groupe indépendant chargé d'évaluer les effets de la pêche au saumon, il faut interpréter avec une grande prudence les études corrélatives laissant supposer une relation causale linéaire entre l'abondance du saumon chinook et les paramètres démographiques de la population résidente du sud (Hilborn *et al.*, 2012).

On ne sait pas exactement dans quelle mesure les attributs culturels figés limitent d'autres populations d'épaulards. Cependant, une étude sur les épaulards vivant près des îles Crozet, dans le sud de l'océan Indien (Busson *et al.*, 2019), révèle qu'un événement entraînant un surcroît de mortalité sur 7 ans, à cause d'interactions mortelles avec des pêches à la palangre illégales, a provoqué un déclin abrupt de l'abondance locale de l'épaulard (de 60 % en 12 ans; Poncelet *et al.*, 2010). Busson *et al.* (p. 11 816) croient que les individus solitaires ayant survécu ou les membres de groupes de taille réduite sont incapables de se « réassocier » à des groupes stables, parce que : i) cela perturberait un groupe dont la taille est déjà optimale et augmenterait les coûts, notamment ceux liés à la compétition intraspécifique, ou la transmission de maladies; ii) le système social matrilineaire, axé sur les liens de parenté entre individus, empêche de nouveaux individus de rejoindre de façon permanente d'autres groupes avec lesquels ils n'ont que de faibles liens de parenté.

Comportement d'accouplement et dynamique sociale

La tendance des individus résidents à s'accoupler avec des individus n'appartenant pas à leur lignée matrilineaire (ni à leur clan, dans le cas des résidents du nord), mais appartenant à leur population, réduit considérablement le risque de consanguinité; toutefois, elle réduit aussi les possibilités d'accouplement lorsque la population devient très petite (Barrett-Lennard, 2000; Barrett-Lennard et Ellis, 2001), comme c'est le cas pour les individus résidents du sud. Le génotypage et l'analyse généalogique pour des résidents du sud montrent que la production de petits par accouplement au sein de la même bande est courante, et il y a peu de signes d'évitement de la consanguinité dans cette petite population (M.J. Ford *et al.*, 2018). Plus récemment, la dépression de consanguinité chez les résidents du sud a été considérée comme un important facteur limitant la croissance de la population, et l'on prévoit qu'elle contribuera à des déclinés futurs (Kardos *et al.*, 2023).

Les conditions changeantes peuvent avoir des effets à la fois positifs et négatifs sur la résilience de la population des résidents du sud. La tendance à se rassembler, qui signifie des taux élevés de contacts étroits, le partage des proies, etc., permet probablement l'apprentissage et la transmission culturelle, mais les interactions sociales quasi constantes pourraient également exposer le groupe à un risque plus élevé d'éclosions de maladies (Parsons *et al.*, 2009) et d'événements catastrophiques (tels que celui ayant touché la population migratrice AT1 lors du déversement d'hydrocarbures de l'*Exxon Valdez*; Matkin *et al.*, 2008).

Les études génétiques indiquent que les populations d'épaulards migrants, résidents et océaniques du Pacifique Nord-Est sont très fermées à l'immigration et que les accouplements fructueux entre membres de ces trois assemblages, s'ils surviennent, sont extrêmement rares (Barrett-Lennard, 2000).

Faible taux de reproduction

Même si les facteurs responsables du déclin d'une population d'épaulards sont réduits, voire éliminés, le rétablissement de la population prendra du temps étant donné le cycle vital de l'espèce. La première mise bas (baleineau viable, c.-à-d. baleineau qui survit à sa première année) n'a généralement pas lieu avant l'âge de 12-14 ans, et les femelles produisent ensuite un petit à des intervalles moyens de 5 ans (Ford, 2014). Il est peu probable que les mâles deviennent des reproducteurs efficaces avant d'avoir atteint la vingtaine. Le taux potentiel maximal de croissance d'une population d'épaulards est de 3 à 4 % par année.

Petite taille de la population

Certaines populations d'épaulards sont menacées à cause de leur petite taille (c.-à-d. leur faible abondance). Chez les animaux à organisation sociale fortement matrilineaire, la structure sociale peut être gravement perturbée si la population devient trop petite. Compte tenu de sa petite taille et de sa structure démographique, la population résidente du sud (moins de 100 individus depuis les 50 dernières années, voire plus) court un risque élevé de disparition (Hilborn *et al.*, 2012). Elle n'a compté, en moyenne, que de 22 à 26 « individus reproducteurs efficaces » (plage de 10 à 53) au cours des dernières décennies (M.J. Ford *et al.*, 2011, 2018), et certaines données semblent indiquer que cette très petite taille effective de la population reproductrice prévaut depuis au moins le début ou le milieu des années 1900 (M.J. Ford *et al.*, 2018, p. 7). Selon Hilborn *et al.* (2012, p. 15), qui citent M.J. Ford et Parsons (2012), la population résidente du sud comptait probablement, à son plus fort dans un passé récent, soit en 1967, 96 individus.

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Sources de données, méthodes et incertitudes

On a commencé à photo-identifier les épaulards de la côte Ouest du Canada au début des années 1970. Le nombre d'épaulards résidents est bien connu, car la plupart des individus de chaque population (sud et nord), voire la totalité, sont photographiés chaque année. Le Center for Whale Research (CWR) de Friday Harbor, dans l'État de Washington, effectue annuellement un recensement de la population résidente du sud. Des estimations de la population résidente du nord, de la population migratrice (de Bigg) et de la population océanique du Pacifique Nord-Est sont calculées dans le cadre du Programme de recherche sur les cétacés de Pêches et Océans Canada (PRC-MPO), à Nanaimo. La population résidente du sud en entier est photographiée chaque année, et le dénombrement des individus est considéré comme exact. Ce ne sont pas tous les

membres de la population résidente du nord qui sont observés chaque année, si bien que leur dénombrement est moins exact (voir DFO, 2022a). Comme dans le cas des populations résidentes et de la population océanique du Pacifique Nord-Est, un catalogue de photo-identification et des données d'observation des épaulards migrants (de Bigg) sont conservés dans le cadre du PRC-MPO, à Nanaimo, et servent à estimer l'abondance de cette population (Towers *et al.*, 2019). L'estimation de l'abondance de la population océanique est basée sur une modélisation statistique utilisant les historiques annuels de photo-identification (voir Ford *et al.*, 2014).

La plupart des connaissances concernant l'épaulard dans l'est de l'Arctique canadien sont issues de mentions dispersées. Depuis septembre 2005, le MPO assure le maintien d'une base de données d'observations SIG, d'un réseau communautaire de surveillance et d'une surveillance acoustique, la photo-identification et le déploiement opportuniste d'émetteurs satellites ainsi que la collecte d'échantillons cutanés et adipeux aux fins d'analyses génétiques et autres (Higdon *et al.*, 2012). Ce projet du MPO permet aussi de rassembler les renseignements issus de l'*Inuit Qaujimaqatungit*, expression qui désigne les connaissances écologiques traditionnelles des Inuits (voir, par exemple, Ferguson *et al.*, 2012; Westdal *et al.*, 2013; Higdon *et al.*, 2014).

En 2006, le MPO a lancé des relevés des cétacés à grande échelle et un programme de catalogue de photo-identification dans l'est du Canada. Les bureaux du MPO au Québec, dans les Maritimes et à Terre-Neuve-et-Labrador tiennent à jour des bases de données régionales d'observations, qui renferment toutes les mentions de cétacés des régions.

Comme il est indiqué dans le rapport de situation précédent (COSEWIC, 2008), les épaulards ne sont que rarement aperçus dans la baie de Fundy, dans le golfe du Saint-Laurent, ou sur le plateau néo-écossais, et les programmes de relevés du MPO et du Fisheries Service de la NOAA (ciblant particulièrement la baleine noire de l'Atlantique Nord [*Eubalaena glacialis*]) n'ont pas permis de répertorier suffisamment d'observations d'épaulards pour permettre de calculer une estimation significative de leur abondance dans les Maritimes.

Abondance

L'abondance de l'épaulard dans les eaux canadiennes est relativement faible comparativement à son abondance à l'échelle de la planète, de l'hémisphère Nord ou du bassin. Forney et Wade (2006) ont conclu qu'il y avait au moins 50 000 épaulards dans le monde, mais ils estiment que l'abondance totale est probablement beaucoup plus élevée (on ne dispose pas d'estimations pour de nombreuses zones de haute latitude de l'hémisphère Nord et pour de vastes zones du Pacifique Sud, de l'Atlantique Sud et de l'océan Indien) (p. 157). Dans le Pacifique Nord, si l'on combine les valeurs centrales des estimations des populations du Canada et des États-Unis seulement, le total est d'environ 2 000 individus. Dans l'ensemble de l'Atlantique Nord, quatre relevés d'observation dédiés, effectués de 1987 à 2001, ont permis de calculer une estimation globale moyenne de 13 615 individus (Jourdain *et al.*, 2019). Les résultats de ces relevés portent toutefois à

croire que l'abondance est étonnamment plus faible dans l'Atlantique Nord-Ouest et le milieu de l'Atlantique que dans l'Atlantique Nord-Est (Jourdain *et al.*, 2019, p. 5).

L'abondance globale de l'épaulard au Canada (les cinq UD combinées) ne s'élève qu'à quelques milliers d'individus, probablement à moins de 5 000.

Population résidente du sud du Pacifique Nord-Est, UD1

Le recensement de 2021 des résidents du sud a permis de dénombrer 73 individus (Center for Whale Research, 2023), soit une baisse par rapport aux 83 individus recensés en 2016. Sur ces 73 individus, 53 étaient des individus matures (73 %) ou 46 (63 %) en excluant les 7 femelles qui ne sont plus en âge de se reproduire.

Population résidente du nord du Pacifique Nord-Est, UD2

Si l'on suppose qu'il n'y a pas eu de naissances ou de cas de mortalité dans les groupes matrilineaires non recensés en 2021, la meilleure estimation de la taille de la population en 2021 est de 332 individus (plage de 332 à 336), soit une augmentation de 8 individus (ou 2,5 %) par rapport à l'année de relevé précédente (DFO, 2022a). De ce nombre, 198 étaient des individus matures (60 %, y compris les adultes de sexe inconnu, les femelles reproductrices, les femelles qui ne sont plus en âge de se reproduire, les mâles sexuellement matures et les mâles physiquement matures; DFO, 2022a, figure 3) ou 176 (53 %) en excluant les femelles qui ne sont plus en âge de se reproduire.

Population migratrice du Pacifique Nord-Est (de Bigg), UD3

L'estimation la plus récente (2006) de la taille totale de la population dans les eaux canadiennes est de 243 individus (intervalle de probabilité de 95 % = 180 à 339), selon une approche photographique de « capture-recapture » utilisant des techniques statistiques bayésiennes (Ford *et al.*, 2008). Bien qu'aucune estimation de l'abondance semblable après 2006 ne soit disponible, Towers *et al.* (2019) indiquent que 206 individus matures étaient considérés comme vivants en 2018. Si l'on ajoute les 143 individus dont on sait ou pense qu'ils sont des descendants ou des membres du groupe matrilineaire, on obtient un total de 349 individus dans la population en 2018 ou de 59 % d'individus matures. Bien que Towers *et al.* (2019) n'aient pas comptabilisé le nombre de femelles qui ne sont plus en âge de se reproduire dans la population, Nielsen *et al.* (2021) indiquent que la proportion de ces femelles dans la population migratrice est similaire à celle des populations résidentes. Ainsi, sur la base de la proportion de femelles qui ne sont plus en âge de se reproduire dans la population résidente du nord (7 % des individus matures), le nombre d'individus matures dans la population migratrice était, en 2018, d'environ 192, si l'on exclut les femelles qui ne sont plus en âge de se reproduire.

Population océanique du Pacifique Nord-Est, UD4

L'estimation la plus récente (2012) de la taille totale de la population est de 300 individus (intervalle de densité de probabilité a posteriori la plus élevée à 95 % : de 257 à 373), selon une approche photographique de « capture-recapture » utilisant un cadre de modélisation bayésien (Ford *et al.*, 2014). En supposant que la proportion d'individus matures (en excluant les femelles qui ne sont plus en âge de se reproduire) dans la population est similaire à celle de la population des résidents du nord (53 %), il y avait environ 160 individus matures dans la population océanique du Pacifique Nord-Est en 2012.

Population de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique, UD5

Cinquante-trois épaulards ont été photo-identifiés dans trois régions arctiques (baie d'Hudson et nord et est de l'île de Baffin) entre 2004 et 2009 (Young *et al.*, 2011), et 45 autres individus non identifiés auparavant ont été photo-identifiés dans les eaux côtières du nord de l'île de Baffin entre 2010 et 2018 (Lefort *et al.*, 2020a). Une analyse de capture-marquage-recapture de 63 individus photographiés entre 2009 et 2018 semble indiquer que la taille de la population est de 163 ± 27 (Lefort *et al.*, 2020b). Pour plusieurs raisons, dont i) la consignation d'observations simultanées d'une centaine d'épaulards et ii) la concentration des activités de photographie dans une petite zone comparativement à la superficie de l'aire de répartition de la population (Lefort *et al.*, 2020a, p. 247), il est raisonnable de conclure que le nombre d'individus qui fréquentent les eaux de l'est de l'Arctique canadien s'élève à plus de 163. Un catalogue de photo-identification récemment mis à jour comprenait 94 individus identifiés dans les eaux du nord de l'île de Baffin et 8 individus identifiés de 2009 à 2020 (Kucheravy *et al.*, 2023). En appliquant la valeur par défaut de 53 % d'individus matures observés chez les épaulards résidents du nord à l'estimation de 163 épaulards dans la population, il pourrait y avoir au moins 86 individus matures dans la population qui fréquente l'est de l'Arctique canadien. Des correspondances pour deux individus identifiés entre le nord de l'île de Baffin et l'ouest du Groenland ont été récemment établies (S. Ferguson, comm. pers., 2023).

Lawson et Stevens (2013) indiquent que 67 épaulards ont été photo-identifiés au Labrador et plus au sud, vers la Nouvelle-Écosse, mais sans préciser la période. Au moment de la rédaction de ce rapport, aucune correspondance n'avait été établie entre les individus photo-identifiés dans l'Arctique et ceux photo-identifiés dans les eaux canadiennes au sud du Labrador.

Tendances

Population résidente du sud du Pacifique Nord-Est, UD1

La population résidente du sud comptait probablement 96 individus en 1967 (M.J. Ford et Parsons, 2012, cités dans Hilborn *et al.*, 2012, p. 15). À cette époque, les épaulards étaient perçus comme une nuisance ou une menace par les pêcheurs et autres navigateurs, et cette population a probablement été décimée par des décennies de tirs dirigés (Olesiuk *et al.*, 1990). La population a diminué davantage à la fin des années 1960 et au début des années 1970, à la suite de la capture et de la mise en captivité d'environ 47 individus vivants aux fins d'observation publique (Bigg et Wolman, 1975; Bigg *et al.*, 1990). Ces captures d'épaulards ont cessé en 1973, date à laquelle il restait environ 70 résidents du sud. En 1980, la population était de 84 individus, ce qui représente une augmentation de 20 % (2,88 % par année en moyenne), le taux de croissance ayant toutefois varié d'une bande à l'autre. La population a atteint 98 individus en 1995 (augmentation moyenne de 2,3 % par année; figure 9), grâce à une augmentation du nombre d'individus matures, à la hausse du taux de natalité et à la baisse du taux de mortalité. En 1996, la population est entrée dans une période de déclin associée à de faibles taux de survie et de natalité (Krahn *et al.*, 2004). En 2001, la population ne comptait plus que 78 individus (soit un déclin total de 17,7 %, ou de 3,8 % par année). Depuis 2001, l'effectif des résidents du sud fluctue, ayant augmenté à 89 individus en 2006 (Center for Whale Research, 2023). Globalement, la population résidente du sud a perdu 4 individus entre 1997 et 2006, soit une baisse de 4,4 % (-0,4 % par année). Le nombre d'individus matures de cette population a cependant diminué de 13 (21 %) au cours de la même période.

La population a varié de 67 à 98 individus de 1974 à 2011, des intervalles d'augmentation alternant avec des périodes de déclin (figure 9); la durée des intervalles de croissance positive a largement dépassé celle des intervalles de croissance négative (Hilborn *et al.*, 2012, p. 7). Le taux d'augmentation au cours de cette période est de 0,71 % par année. Cependant, depuis le pic de 98 individus en 1995, la taille de la population diminue d'environ 1 % par année, un total de 73 individus ayant été recensés en 2022 (Center for Whale Research). Les données démographiques à long terme montrent que cette population est limitée par les ressources alimentaires disponibles; en effet, on observe des baisses des taux de survie (Ford *et al.*, 2009) et de fécondité (Ward *et al.*, 2009) et de la cohésion sociale (Parsons *et al.*, 2009) les années où la disponibilité du saumon chinook est faible (Couture *et al.*, 2022; voir également **Facteurs biologiques limitatifs**).

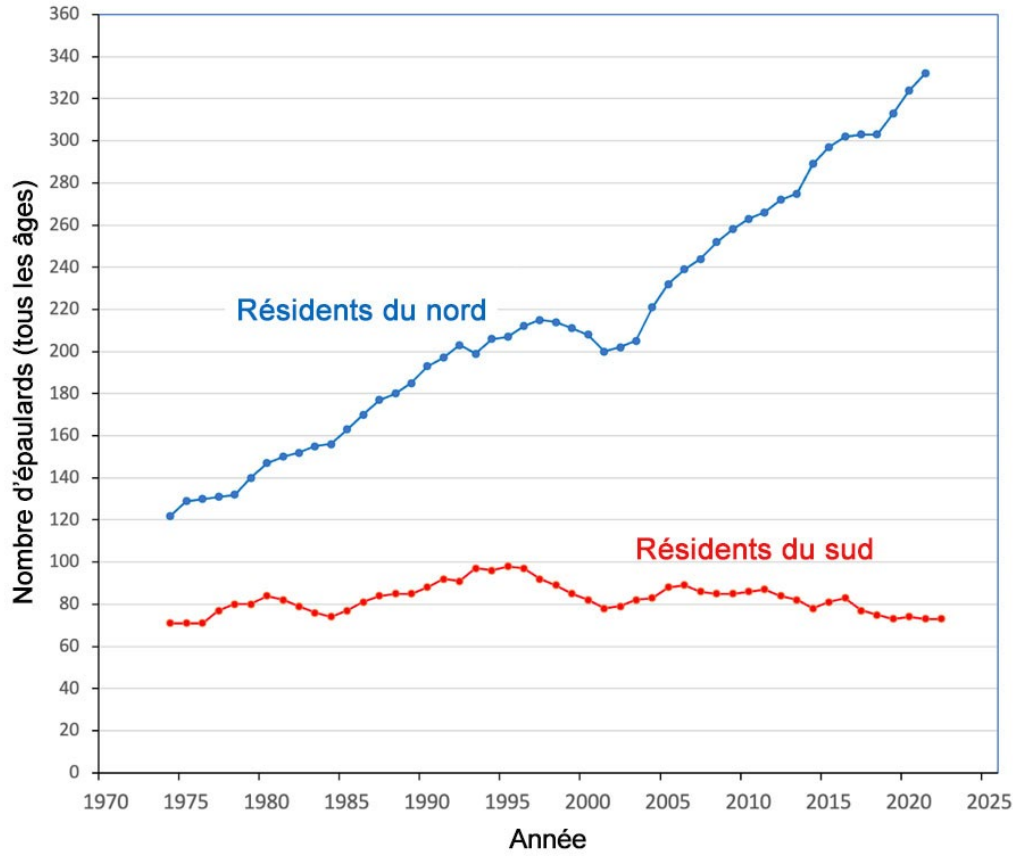


Figure 9. Taille des populations d'épaulards résidents du nord (courbe supérieure, en bleu) et d'épaulards résidents du sud (courbe inférieure, en rouge) de 1974 à 2021 (sources : Towers *et al.*, 2020 et DFO, 2022a pour les résidents du nord; Center for Whale Research [www.whaleresearch.com; en anglais seulement] pour les résidents du sud).

Population résidente du nord du Pacifique Nord-Est, UD2

La situation des résidents du nord diffère de celle des résidents du sud, même si les deux populations, tout autant l'une que l'autre, semblent dépendre du saumon chinook. Comme pour la population des résidents du sud, cette population a vraisemblablement été décimée par des tirs dirigés avant les années 1960 (Olesiuk *et al.*, 1990). Entre 1964 et 1973, au moins 14 individus, dont 12 provenant d'une même bande, ont été retirés de la population résidente du nord pour être mis en captivité (Bigg *et al.*, 1990). En 1975, la population comptait environ 132 individus, et elle a atteint 220 individus en 1997 (taux moyen d'augmentation de 2,9 % par année) (figure 9). De 1997 à 2001, la population a diminué, s'établissant à 201 individus (déclin global de 8,6 %, ou 2,11 % par année), principalement à cause de la mortalité (Olesiuk *et al.*, 2005). Les effectifs étaient remontés à 244 individus en 2006. Sur l'ensemble de la période de 1997 à 2006, la population résidente du nord a augmenté de 24 individus, soit de 11 % (1,1 % par année; figure 9). Cette augmentation est cependant largement due au recrutement de jeunes, le nombre d'individus matures n'ayant augmenté que de 7 individus (6 %).

Le succès des résidents du nord par rapport aux résidents du sud, entre 1974 et le milieu des années 1990, découle probablement de la forte abondance initiale, qui aurait atténué l'effet des variations des taux de natalité et de mortalité sur la population. De plus, un nombre moins élevé de résidents du nord ont été capturés dans le cadre de pêches de type « capture vivante » (Olesiuk *et al.*, 1990). Enfin, les résidents du nord sont moins exposés aux perturbations et à la contamination environnementale que les résidents du sud. Les deux populations ont cependant diminué de façon importante à la fin des années 1990, parallèlement aux déclin de leur proie principale, le saumon chinook (Ford *et al.*, 2005b; voir **Facteurs biologiques limitatifs**).

De 1973 à 2022, la population résidente du nord a augmenté à un taux annuel moyen de 2,2 %, pour atteindre au moins 332 individus en 2021 (DFO, 2022a). Les taux d'augmentation annuels estimés pour la période 2011-2021 varient de 0,0 à 5,1 (DFO, 2022a, tableau 1).

Risque de disparition des résidents du sud et du nord d'après une analyse quantitative

Des analyses quantitatives du risque de disparition sont disponibles pour les deux populations résidentes du Pacifique Nord-Est (Murray *et al.*, 2021). Un modèle d'analyse des effets cumulatifs (des menaces) sur la viabilité des populations, intégrant toutes les menaces connues et présumées, a permis de prédire les taux démographiques se rapprochant le plus de ceux observés pour les deux populations. Ce modèle s'appuie sur un modèle d'analyse de la viabilité des populations (AVP) existant, élaboré pour la population résidente du sud (Lacy *et al.*, 2017). La faible abondance du saumon chinook, mesurée récemment dans le Pacifique Nord-Est, et l'exposition des populations d'épaulards aux perturbations causées par les navires (bruit et présence des navires) et à la pollution chimique (en particulier les concentrations tissulaires de polychlorobiphényles [PCB]) ont été inférées, et l'on croit qu'elles jouent un rôle important dans la dynamique de la population résidente du sud. Des analyses génétiques plus récentes indiquent que la dynamique de cette population subit une forte influence de la dépression de consanguinité, et des simulations laissent présumer que la population diminuera au cours des 100 prochaines années (Kardos *et al.*, 2023). La trajectoire moyenne modélisée pour les résidents du sud correspond à un déclin, avec une probabilité de disparition de 26 % dans 86 ans (+/-11), selon les estimations (Murray *et al.*, 2021). En revanche, la population résidente du nord (UD2) devrait augmenter jusqu'à atteindre la capacité de charge dans 25 ans, selon les prévisions, en présumant que les déclin récents de l'abondance du saumon chinook ne se poursuivent pas (Murray *et al.*, 2021).

Population migratrice du Pacifique Nord-Est (de Bigg) (UD3)

Du milieu des années 1970 au milieu des années 1990, la population migratrice du Pacifique Nord-Est a vu son effectif grandir rapidement (6 %/an en moyenne); l'augmentation a coïncidé avec une hausse spectaculaire de l'abondance du phoque commun et de l'otarie de Steller dans les eaux côtières de la Colombie-Britannique. Cette croissance rapide apparente de l'abondance de l'épaulard (qui dépasse le taux de croissance maximal estimé de 3 à 4 % pour les baleines à dents) s'expliquerait au départ,

au moins en partie, par le déplacement des adultes vers les zones littorales (Ford *et al.*, 2008). Le taux d'augmentation a commencé à ralentir au milieu des années 1990 et le ralentissement s'est poursuivi jusqu'en 2006, alors que la population approchait l'équilibre d'environ 262 individus (Ford *et al.*, 2008). Le taux annuel moyen observé de 4,1 % depuis 2012 est attribuable à une mortalité relativement faible et à la naissance de plus de 100 baleineaux au cours de cette période (Towers *et al.*, 2019).

Population océanique du Pacifique Nord-Est (UD4)

Peu d'information sur les tendances de la population est disponible. Les membres de la population ne sont observés que rarement, mais font l'objet d'un suivi de façon opportuniste. D'après l'information disponible, la population semble au moins stable, et il n'y a aucun signe de déclin selon les données de photo-identification (Ford *et al.*, 2014; G. Ellis, comm. pers., 2022).

Population de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique (UD5)

Selon les connaissances locales, les observations d'épaulards augmentent dans l'est de l'Arctique canadien et dans la baie d'Hudson (Higdon et Ferguson, 2009; Jourdain *et al.*, 2019; Lefort *et al.*, 2020a). Dans une certaine mesure, cela peut être dû à des changements au niveau des activités d'observation et de déclaration, mais il ne fait aucun doute que l'augmentation de l'ampleur et de la durée de la période d'eau libre (sans glace) est un facteur important. Jourdain *et al.* (2019, p. 11) ont observé que, en dépit de multiples menaces permanentes, les populations d'épaulards présentes dans au moins certaines parties de l'Atlantique Nord, en particulier à proximité de la Norvège, de l'Islande et de l'est du Groenland, et dans l'est de l'Atlantique canadien, semblent augmenter. Les auteurs attribuent cette hausse non seulement à l'augmentation des observations découlant de la sensibilisation accrue et des activités des observateurs, mais aussi du rétablissement de la population après les prélèvements délibérés, de l'accès accru aux proies grâce à une meilleure gestion des pêches, des activités de chasse à la baleine et au phoque qui ont réduit la compétition entre les prédateurs, et/ou des modifications à la disponibilité des proies et à l'habitat dues aux changements climatiques.

Une augmentation globale de la taille de la population de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique pourrait s'être produite, mais il est également possible que les éliminations continues par le biais de la chasse non gérée au Groenland, combinées à d'autres menaces continues moins évidentes (voir **Menaces** ci-dessous), aient supprimé (ou même inversé) toute augmentation qui aurait pu être en cours.

Immigration de source externe

Il est peu probable que l'immigration de source externe s'applique aux populations résidentes (UD1 et 2) des eaux canadiennes du Pacifique. Chacune de ces populations est génétiquement et culturellement unique, avec très peu de signes de mélange, et aucun membre de ces populations ne se trouve en tout temps en dehors des eaux canadiennes. Une immigration de source externe est possible dans le cas de la population migratrice du

Pacifique Nord-Est (de Bigg) (UD3). Comme il a été décrit précédemment, les épaulards migrateurs observés régulièrement au large de la Californie peuvent être considérés comme faisant partie de cette UD en raison de la présence fréquente de certains individus dans les eaux canadiennes et de leur tendance à se mélanger avec les membres canadiens de l'UD lorsqu'ils se trouvent dans la région. L'effectif des épaulards migrateurs de la Californie a été estimé à au moins 193 individus en 2021 (A. Schulman-Janiger, comm. pers., 2022), dont la plupart n'ont pas encore été observés dans les eaux canadiennes (J. Towers, comm. pers., 2022). Les individus migrateurs se trouvant dans le sud-est de l'Alaska ont tous été observés à un moment donné le long de la côte de la Colombie-Britannique et sont donc déjà considérés comme faisant partie de la population canadienne (Towers *et al.*, 2019). Un certain degré d'immigration de source externe est également possible pour la population océanique du Pacifique Nord-Est (UD4). La plupart des baleines de cette population ont été photo-identifiées dans les eaux canadiennes; cependant, au moins 30 individus ont été observés dans les eaux de l'Alaska, mais pas encore au Canada (bien qu'ils puissent s'y trouver; G. Ellis, comm. pers., 2022).

Dans l'Atlantique, il est probable qu'au moins une partie, et peut-être la totalité, des épaulards qui se trouvent occasionnellement et de façon imprévisible dans les eaux états-uniennes de l'Atlantique (Waring *et al.*, 2015, p. 71-73) fasse partie de l'UD5. Ces individus pourraient offrir un certain potentiel d'immigration de source externe s'ils ne se trouvent pas normalement dans les eaux canadiennes. Comme il a été mentionné ci-dessus, des correspondances ont été établies pour deux individus photo-identifiés dans les eaux entre le nord de l'île de Baffin et l'ouest du Groenland (S. Ferguson, comm. pers., 2023). Ainsi, une partie ou la quasi-totalité des épaulards observés dans les eaux de l'ouest du Groenland pourraient faire partie de l'UD5; ces individus pourraient donc représenter un certain potentiel d'immigration de source externe pour la population de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique au Canada. Toutefois, on ne connaît ni l'abondance ni le statut de ces individus en dehors des eaux canadiennes.

MENACES

Tendances historiques, à long terme et continues

Bien qu'aucun changement de la quantité d'habitat des épaulards n'ait été relevé, la qualité s'est certainement détériorée de diverses manières dans une grande partie de l'aire de répartition au Canada, aux États-Unis et ailleurs. Parmi les sources de détérioration de l'habitat observées depuis des décennies, on peut citer : les perturbations physiques et acoustiques dues à l'activité humaine commerciale, industrielle et récréative (NRC, 2003; IWC, 2023), les changements de la disponibilité et de la qualité des proies attribuables à la pêche commerciale, la pollution environnementale et les contaminants tels que les PBDE (voir **Menaces actuelles et futures**). Des approches de modélisation visant à comprendre les conséquences probables des multiples menaces à long terme et permanentes pesant sur les épaulards résidents du Pacifique Nord-Est et à évaluer l'efficacité possible des solutions de gestion ont été appliquées à plusieurs reprises (R. Williams *et al.*, 2006, 2016; Lacy *et al.*, 2015, 2017; Murray *et al.*, 2021).

La réduction de la glace de mer dans l'Arctique a créé, et continuera de créer, des conditions radicalement différentes pour les épaulards et leurs proies aux latitudes polaires (Overland *et al.*, 2019). Il n'est pas exagéré de dire que l'environnement arctique a déjà été transformé par les changements climatiques. Les effets, tant positifs que négatifs, sur les épaulards, leurs proies et les activités humaines qui les affectent tous deux (voir par exemple Reeves *et al.*, 2014) sont susceptibles de varier à la fois dans l'espace et dans le temps mais, en tout état de cause, sont difficiles à prévoir.

Il est important de garder à l'esprit que des facteurs de stress multiples et cooccurrents peuvent avoir des effets synergiques ou cumulatifs (voir par exemple Sih *et al.*, 2004; R. Williams *et al.*, 2016; Wasser *et al.*, 2017).

Menaces actuelles et futures

La nature et la gravité de certaines menaces diffèrent considérablement dans les cinq UD. Cependant, on en sait trop peu sur la nature et la gravité de certaines de ces menaces pour pouvoir faire des distinctions concernant leurs impacts probables sur les UD. Par conséquent, pour certaines menaces abordées dans cette section, les UD sont traitées séparément, tandis que pour d'autres, aucune distinction n'est faite entre les UD.

Les principales menaces qui pèsent sur les épaulards au Canada sont, ou ont été, les prélèvements délibérés, la réduction de la disponibilité des proies, l'exposition à des concentrations nocives de contaminants environnementaux et les perturbations acoustiques ou physiques. D'autres menaces pouvant être importantes sont les interactions avec les pêches (en particulier les prises accessoires, mais aussi les changements de la disponibilité des proies causés par la surpêche), les collisions avec des navires et les déversements d'hydrocarbures.

Il convient de noter que les changements climatiques ne sont pas considérés comme une menace directe pour l'espèce. Ils sont plutôt susceptibles de l'affecter indirectement en exacerbant ou, dans certains cas, en atténuant les menaces directes cernées et décrites ici.

Les menaces actuelles et futures sont classées ci-dessous selon le système unifié de classification des menaces de l'UICN-CMP (Union internationale pour la conservation de la nature-Partenariat pour les mesures de conservation) (d'après Salafsky *et al.*, 2008). Certaines des menaces communes aux cinq UD sont examinées sans ventilation par UD, d'autres sont ventilées par UD et placées par l'ordre décroissant de gravité de l'impact (de la plus élevée à la moins élevée), en terminant par celles dont la portée ou la gravité est inconnue. L'impact global attribué est très élevé-élevé pour l'UD1, élevé-moyen pour l'UD2, élevé-moyen pour l'UD3, élevé-moyen pour l'UD4 et élevé-faible pour l'UD5. Cet impact, de même que les valeurs d'impact pour chaque catégorie de menace, se trouve dans les tableaux des menaces de chaque UD à l'**annexe 1** et dans les résumés techniques (encadré 24) de chaque UD.

Utilisation des ressources biologiques (menace 5 de l'UICN)

Pêche et récolte de ressources aquatiques (menace 5.4 de l'UICN)

Prélèvements délibérés : épaulards du Pacifique Nord-Est (UD1-4)

Par le passé, les épaulards résidents qui interféraient avec les pêches commerciales et récréatives risquaient de se faire tirer dessus par les pêcheurs, ce qui pourrait avoir entraîné une importante mortalité (Olesiuk *et al.*, 1990). La déprédation d'engins de pêche par les résidents du nord (UD2) semblait s'intensifier au large de la côte nord de la Colombie-Britannique au moment de l'élaboration du dernier rapport du COSEPAC (COSEWIC, 2008), et pourrait avoir continué d'augmenter au cours des dernières années (Ocean Wise, 2019). Un tel comportement, une fois commencé, est difficile à empêcher ou à atténuer. Dans le détroit Prince William, en Alaska, la déprédation s'est généralisée, et des épaulards étaient souvent abattus par arme à feu jusqu'à la mise en place de modifications opérationnelles dans l'industrie des pêches (Matkin *et al.*, 2008).

Comme il est mentionné dans **Abondance – Tendances**, plus de 60 épaulards résidents ont été capturés vivants dans les eaux de l'État de Washington et de la Colombie-Britannique pour la mise en captivité aux fins d'observation publique durant les années 1960 et au début des années 1970 (Bigg et Wolman, 1975). Aucune capture de ce type n'a été autorisée aux États-Unis ou au Canada depuis.

Prélèvements délibérés : épaulards de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique (UD5)

Un grand nombre (des milliers) d'épaulards ont été capturés dans l'Atlantique Nord par des baleiniers norvégiens des années 1930 aux années 1980, des centaines ont été tués autour de l'Islande dans les années 1950 aux fins de protection des pêches, et près de 50 ont été capturés vivants et exportés d'Islande dans les années 1970 et 1980 (Jourdain *et al.*, 2019). Les épaulards sont toujours chassés, au moins de manière opportuniste, à l'ouest et à l'est du Groenland ainsi que dans la mer des Caraïbes (en particulier à Saint-Vincent-et-les-Grenadines), sans quota ou limite de chasse. Les prises déclarées (qui signifient probablement « débarquées » et n'incluent donc pas les baleines abattues, mais non récupérées; les baleines frappées, mais perdues ne sont généralement pas déclarées, selon Heide-Jørgensen, 1988) de 1996 à 2021 dans l'ouest du Groenland (donc possiblement des animaux qui font partie de l'UD5) totalisaient 313 épaulards (NAMMCO, 2022). Un baleinier à Saint-Vincent-et-les-Grenadines a débarqué à lui seul au moins 29 épaulards de 2007 à 2017 (Fielding et Kiszka, 2021). Maintenant que des correspondances ont été établies entre les épaulards au large du nord de l'île de Baffin et de l'ouest du Groenland, il est probable qu'au moins certaines des baleines tuées à l'ouest du Groenland appartiennent à la population de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique du Canada. Cela pourrait également être le cas d'au moins certains individus tués dans les Caraïbes.

Au moins 21 épaulards (confirmés) et jusqu'à environ 35 (non confirmés) ont été tués dans l'est de l'Arctique canadien des années 1950 au milieu des années 2000 (Higdon, 2007). Bien que l'espèce n'ait pas régulièrement fait l'objet de prélèvements délibérés (récoltes ou abattages) dans l'est de l'Arctique canadien, Lefort *et al.* (2020a, p. 250) ont souligné, en citant Westdal *et al.* (2013), que la présence accrue de ces animaux et l'attitude négative à leur égard pourraient faire augmenter la mortalité (les pêcheurs pourraient recourir à l'abattage en guise de mesure de gestion des pêches). En 2022, un seul épaulard a été tué près de Pond Inlet, au nord de l'île de Baffin (Nunatsiaq News, 2022).

Il est important de noter, particulièrement dans toutes les régions du Canada et du Groenland (ainsi que dans les Caraïbes) où les épaulards sont chassés, que l'on ne sait rien ou presque des aspects démographiques ou des rôles sociaux des individus tués ou blessés. Compte tenu de la complexité sociale et de la démographie de l'espèce, il est important de savoir quels individus sont éliminés. En l'absence de données et d'analyses solides, on ne peut pas supposer que les prélèvements délibérés d'épaulards (en les tuant, en les blessant ou en les capturant vivants) sont soutenables.

Prises accessoires (dans les cinq UD)

Le rapport de situation précédent indiquait, d'après de l'information anecdotique et l'absence générale de marques de filet ou de blessures sur les photographies d'identification, que les épaulards du Pacifique (et par implication de l'Atlantique) se prennent rarement dans les engins de pêche commerciale (COSEWIC, 2008, p. 35). Il est toutefois de plus en plus évident que l'empêchement dans les engins de pêche est plus fréquent qu'on ne le pensait. On a noté récemment la mort de deux d'épaulards, tous deux migrateurs, résultant de l'empêchement dans des lignes de casiers à crabes, soit celui d'un mâle mature au large de la Californie en 2015 (Raverty *et al.*, 2020) et d'un subadulte trouvé alors qu'il dérivait au large de l'Oregon en 2022 (NOAA, 2022). Durant la déprédation de pêches à la morue charbonnière (voir la section suivante) au large de l'entrée du détroit de Juan de Fuca en 2022, un épaulard résident du nord semble s'être temporairement empêtré dans une palangre démersale (B. Gisborne, comm. pers., 2022). De plus, un vaste ensemble de données sur les observations par des pêcheurs en Alaska de 1986 à 2016 a révélé que les interactions des épaulards avec les pêches, en particulier celles à la palangre et au chalut, dans le golfe de l'Alaska et la mer de Béring, sont plus fréquentes qu'on ne le pensait auparavant (Dahlheim *et al.*, 2022). Selon ces données, toutes les interactions consignées par des photographies concernaient des individus appartenant à l'écotype « résident » (c.-à-d. qui consomment du poisson). Il est toutefois intéressant de noter que les individus de l'écotype « migrateur » meurent également dans les filets de chalut, au moins occasionnellement, peut-être en attaquant des otaries de Steller qui s'en prennent aux opérations de chalutage (Dahlheim *et al.*, 2022, p. 91). Bien que l'épaulard soit rarement mentionné comme l'une des espèces capturées dans le cadre des pêches commerciales aux États-Unis, les pêches au filet maillant (commerciales et de subsistance/pour usage personnel) en Alaska et en Californie ainsi que les pêches au chalut en Alaska, les pêches au casier dans les États de l'Alaska, de Washington, d'Oregon et de Californie et les pêches à la palangre démersale en Alaska sont toutes réputées

entraîner l'empêchement des cétacés et représentent donc un risque pour les quatre UD du Pacifique (NOAA, 2023). La plupart de ces pêches, tout comme les pêches au Canada, font l'objet de peu ou de très peu de suivis par des observateurs et, par conséquent, ce n'est pas parce que les données sur les prises accessoires sont absentes (ou rares) qu'il faut conclure qu'il n'y a pas de prises accessoires.

Selon Lawson *et al.* (2007), deux cas d'épaulards empêtrés dans des filets maillants au large de Terre-Neuve ont été signalés et plusieurs individus ont été retrouvés morts en train de flotter (possiblement des suites de l'empêchement). Plus récemment, le 1^{er} octobre 2019, un grand épaulard mâle subadulte s'est empêtré et est mort dans un filet maillant de pêche au poisson de fond dans la zone littorale du nord de Terre-Neuve. Cette baleine ne correspondait à aucun individu connu dans le catalogue de photo-identification de Terre-Neuve-et-Labrador (J. Lawson, comm. pers., 2023). On peut supposer que la mortalité accidentelle est plus importante que ce qui est rapporté sur toutes les côtes du Canada où des engins pouvant causer l'empêchement sont déployés et où des épaulards sont présents. La même remarque que celle qui a été faite plus haut concernant la présence limitée ou inexistante d'observateurs s'applique aux pêches s'effectuant au large de l'est du Canada, de l'ouest du Groenland et ailleurs dans l'ouest de l'Atlantique Nord (y compris la mer des Caraïbes) où des épaulards de l'UD5 peuvent être présents.

Modifications des systèmes naturels (menace 7 de l'UICN)

Autres modifications de l'écosystème (menace 7.3 de l'UICN)

Réduction de la disponibilité de proies : populations résidentes du sud (UD1) et du nord (UD2) du Pacifique Nord-Est

Comme il est mentionné ci-dessus, les épaulards résidents, qui dépendent de populations saines de saumons chinooks, sont particulièrement vulnérables à la surpêche ou aux activités qui réduisent ou dégradent les frayères des saumons. Ces épaulards consomment principalement des saumons chinooks de mai à septembre, mais il est probable qu'ils dépendent fortement de cette espèce toute l'année (Ford et Ellis, 2006). Les fluctuations de l'abondance du saumon chinook au cours des 40 dernières années semblent avoir fortement influé sur la dynamique de la population d'épaulards (Ford *et al.*, 2005b, 2010). Dans les années 1980, l'abondance de cette espèce était variable dans différentes régions côtières, mais dépassait en général la moyenne à long terme. De 1996 à 2000, pour l'ensemble de la côte, elle était de 24 à 40 % inférieure à la moyenne à long terme (Ford *et al.*, 2005b, 2010). Durant cette période, les taux de mortalité au sein des populations de résidents du nord et du sud étaient deux à trois fois plus élevés que les taux prévus à partir de ceux enregistrés avant 1996. La mortalité était largement distribuée dans les différentes bandes de même que dans les classes d'âges et de sexes. De 2000 à 2003, l'abondance du saumon chinook est passée au-dessus de la moyenne à long terme dans toutes les régions (à l'exception du détroit de Georgia), et le taux de mortalité des épaulards résidents a alors diminué à des niveaux proches de ceux attendus. Dans l'ensemble, on a observé une corrélation négative frappante entre le taux

de mortalité des épaulards résidents et l'abondance du saumon chinook durant la période de 1979 à 2004 ($r^2 = 0,777$, $p < 0,001$; Ford *et al.*, 2005b, 2010). Il existe également une corrélation positive importante avec les taux de natalité des épaulards au cours de la même période ($r^2 = 0,227$, $p < 0,05$; Ford *et al.*, 2005b, 2010), ce qui a été confirmé par Ward *et al.* (2009).

Comme le soulignent Hilborn *et al.* (2012), le mécanisme par lequel la réduction de l'abondance du saumon chinook a pu entraîner une augmentation de la mortalité et de la fécondité des épaulards résidents à la fin des années 1990 est incertain. Il se peut que les animaux soient morts de faim, mais il est également possible que la recherche infructueuse de nourriture ait engendré un stress nutritionnel qui, à son tour, aurait rendu les animaux plus vulnérables aux maladies ou aux parasites. Cet effet peut avoir été amplifié par des immunosuppresseurs potentiels tels que les PCB, que l'on retrouve en concentrations élevées dans ces épaulards et dans ceux d'autres populations (voir ci-dessous). Les mesures hormonales des résidents du sud ont indiqué une réduction de la fécondité (se manifestant par l'échec de la gestation tardive, y compris la mort périnatale non observée) de 2008 à 2014, période où les remontes de saumons chinooks du fleuve Fraser et les remontes au début du printemps du fleuve Colombia étaient toutes deux extrêmement faibles (Wasser *et al.*, 2017).

La plus grande partie des stocks de saumon chinook de la Colombie-Britannique et de l'État de Washington a connu un déclin important au cours des dernières décennies, et de nombreux stocks ont été évalués comme étant en voie de disparition ou menacés au Canada (COSEWIC, 2018, 2020b) ou aux États-Unis (NOAA, 2020). Il s'agit notamment de nombreux stocks qui jouent un rôle important dans l'alimentation des populations résidentes du sud (Hanson *et al.*, 2010) et du nord (Ford *et al.*, 2010). Les perspectives de survie et de rétablissement de ces stocks sont incertaines (DFO, 2022d), surtout si l'on tient compte des conséquences possibles des changements climatiques (Crozier *et al.*, 2021).

Réduction de la disponibilité de proies : population migratrice du Pacifique Nord-Est (de Bigg) (UD3)

Les changements de l'abondance des proies sont également corrélés avec les changements de l'abondance (ou possiblement les déplacements côtiers et la répartition) de la population migratrice du Pacifique Nord-Est (de Bigg) (Shields *et al.*, 2018b; voir également **Tendances**). Ces baleines étaient très rares dans les eaux côtières de la Colombie-Britannique dans les années 1960 et au début des années 1970, après des décennies de chasse et d'abattage de pinnipèdes dans les eaux britanno-colombiennes et états-uniennes voisines. À mesure que les populations de pinnipèdes (en particulier le phoque commun) se sont reconstituées grâce aux lois de protection fédérales dans les deux pays à partir du début des années 1970, le nombre d'épaulards migrants observés dans les eaux locales a également augmenté, après un décalage de plusieurs années (Ford *et al.*, 2008, p. 11-12).

Récemment, il a été proposé de recommencer la lutte contre les pinnipèdes, qui sont des prédateurs, en Colombie-Britannique et dans l'État de Washington, pour promouvoir le rétablissement des stocks de saumon épuisés, ce qui pourrait réduire la disponibilité des proies pour les épaulards migrants. La prédation des phoques communs sur les saumons juvéniles serait un facteur limitatif important de la productivité du saumon chinook dans la mer des Salish (Chasco *et al.*, 2017; Nelson *et al.*, 2019), et des retraits à grande échelle allant jusqu'à 50 % des phoques communs ont été proposés pour augmenter l'abondance du saumon chinook et ainsi favoriser le rétablissement des épaulards résidents du sud (MERS, 2019; WSAS, 2022; Nelson *et al.*, 2023). Comme indiqué précédemment, les phoques communs sont la proie prédominante des épaulards migrants.

Réduction de la disponibilité de proies : population océanique du Pacifique Nord-Est (UD4)

Les habitudes alimentaires des individus océaniques sont moins bien connues que celles des résidents et des migrants, mais de plus en plus de signes indiquent qu'ils sont des prédateurs spécialistes des requins et qu'ils consomment occasionnellement des poissons téléostéens (Ford *et al.*, 2014). Ils sont donc au moins potentiellement vulnérables à une réduction de la disponibilité de proies en cas d'expansion de la pêche au requin (dont l'aiguillat commun). Les pêches commerciales intensives en Colombie-Britannique et dans les États de l'Alaska, de Washington et de l'Oregon, qui ont atteint leur sommet dans les années 1940, ont décimé les populations d'aiguillats dans toute la région (Ketchen, 1986) et pourraient avoir, à leur tour, affecté la population océanique d'épaulards. De plus, si le pèlerin (*Cetorhinus maximus*) était, comme le proposent Ford *et al.* (2014, p. 17), une source alimentaire importante pour les épaulards océaniques, sa quasi-éradication des eaux canadiennes du Pacifique dans les années 1970, ou plus tôt (COSEWIC, 2007), pourrait expliquer pourquoi la population océanique est si petite aujourd'hui.

Réduction de la disponibilité de proies : population de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique (UD5)

On n'en sait pas assez sur les épaulards se trouvant à proximité de Terre-Neuve-et-Labrador pour prévoir comment ils pourraient être touchés par des changements au sein des populations de proies. Il n'est pas non plus possible de prédire avec certitude comment les populations de proies dans l'Arctique, et par conséquent les épaulards qui s'y trouvent, seront touchées par la réduction de la glace de mer attribuable aux changements climatiques. La réduction de la glace de mer a été associée à une augmentation de la fréquence des observations d'épaulards dans l'Arctique, où ils sont capables de chasser des proies qui n'étaient pas disponibles auparavant (Higdon *et al.*, 2006; Higdon et Ferguson, 2007). La diminution de l'étendue et de la couverture de la glace de mer devrait se poursuivre pendant de nombreuses années (Schiermeier, 2007), et les ramifications (positives, négatives ou un mélange dynamique des deux) pour les épaulards et leurs proies sont difficiles à prévoir.

Compétition et déprédation

Dans les eaux canadiennes du Pacifique, les épaulards résidents peuvent entrer en compétition avec les pêches commerciales et récréatives visant des poissons (voir **Interactions interspécifiques**) et, ce faisant, ingérer des engins de pêche, du moins occasionnellement. La déprédation des pêches à la palangre démersale ciblant le flétan du Pacifique et la morue charbonnière est couramment signalée dans les eaux côtières de la province, en particulier au printemps, et ce phénomène pourrait être en augmentation (Ocean Wise, 2019). La déprédation a été observée chez les trois clans de résidents du nord, mais elle est plus rare chez les résidents du sud (J. Ford, données inédites). On voit occasionnellement des épaulards résidents avec des hameçons et des leurres de pêche pris dans la bouche (COSEWIC, 2008; Raverty *et al.*, 2020). Ford *et al.* (1998) ont indiqué que, sur huit carcasses d'épaulards résidents (qui comprenait le contenu stomacal), deux contenaient des hameçons ou des leurres conçus pour la pêche au saumon, et deux autres, des hameçons utilisés pour la pêche au flétan du Pacifique (Ford *et al.*, 1998). Il est possible que ces hameçons et ces leurres soient ingérés lorsque les baleines consomment des poissons échappés des engins de pêche. Les hameçons en acier se corrodent avec le temps, mais ceux en acier inoxydable peuvent persister dans le système digestif longtemps après l'ingestion. Un épaulard résident juvénile (probablement de la population du sud de l'Alaska) nécropsié dans le sud-est de l'Alaska avait des leurres à saumon coincés dans la bouche, mais il est probablement mort à cause de l'hameçon à flétan qui avait percé son œsophage (CRP, données inédites, cité dans COSEWIC, 2008; Raverty *et al.*, 2020). De même, un résident du sud nécropsié en 1986 avait un hameçon en acier inoxydable dans son tractus intestinal (COSEWIC, 2008). Il faut supposer que des incidents similaires de déprédation conduisant à l'ingestion ou à l'accrochage d'hameçons se produisent lors des pêches à la palangre dans les eaux états-uniennes, et probablement aussi dans les eaux de l'est du Canada.

Conséquences

Les conséquences de ces interactions avec les pêches peuvent sembler faibles si l'on ne tient compte que des incidents consignés de mortalité ou de blessures graves mais, comme l'indique la section sur les prélèvements délibérés ci-dessus, les conséquences pourraient être importantes compte tenu de la complexité sociale et de la démographie des populations d'épaulards.

Perturbations physiques (menaces 6.1-6.3 de l'UICN)

Les épaulards peuvent être dérangés par les navires qui s'approchent de près, en particulier lorsque les individus se nourrissent ou se frottent sur la plage. Ils sont la cible des activités d'observation des baleines, tant par des exploitants commerciaux que des plaisanciers, en Colombie-Britannique et à Terre-Neuve. En Colombie-Britannique, l'industrie de l'observation des baleines est passée de quelques bateaux transportant moins de 1 000 passagers par an à la fin des années 1970 et au début des années 1980 à 80 bateaux transportant un demi-million de passagers par an en 1998 (COSEWIC, 2008). Il faut ajouter à cela les personnes à bord de bateaux privés qui pratiquent souvent elles

aussi l'observation de baleines.

Selon de nombreuses études sur les épaulards résidents soumis à l'observation de baleines, l'activité des bateaux à proximité conduit à des changements comportementaux à court terme (R. Williams *et al.*, 2006, 2009). Les baleines peuvent ainsi se mettre à nager plus vite, à suivre des trajectoires moins prévisibles, à modifier leur temps de plongée, à se diriger vers le large et à réduire le temps qu'elles consacrent à la recherche de nourriture (Lusseau *et al.*, 2009). Une étude récente (2010-2014) montre que les femelles sont plus susceptibles que les mâles d'interrompre leur recherche de nourriture, en particulier en plongée profonde, lorsque les navires s'approchent à moins de 400 m (Holt *et al.*, 2021).

Pollution (menace 9 de l'UICN)

Eaux usées domestiques et urbaines (menace 9.1 de l'UICN), effluents industriels et militaires (menace 9.2 de l'UICN), effluents agricoles et sylvicoles (menace 9.3 de l'UICN), déchets solides et ordures (menace 9.4 de l'UICN) et polluants atmosphériques (menace 9.5 de l'UICN)

Proies contaminées par des produits chimiques

Dans l'hémisphère nord, les toxines bioaccumulables persistantes (TBP) représentent le plus grand défi toxique pour les organismes de niveau trophique supérieur à longue durée de vie, tels que les épaulards qui se nourrissent de proies contaminées par des produits chimiques. L'évaluation des effets des contaminants est particulièrement complexe étant donné qu'ils sont largement répandus dans l'environnement et peuvent interagir de manière synergique pour produire des effets toxiques (Braune *et al.*, 2005).

Les épaulards ont les plus fortes concentrations de contaminants organochlorés connues chez les mammifères marins (Ross *et al.*, 2000). Les mâles adultes ont tendance à avoir des concentrations plus élevées que les femelles reproductrices parce que les TBP sont transférées à la progéniture pendant la gestation et la lactation (Ross *et al.*, 2000, 2002; Rayne *et al.*, 2004; Ross, 2006; Schnitzler *et al.*, 2019). Les résidents du sud juvéniles, comme la plupart des autres individus de leur population, ont des teneurs adipeuses en PCB supérieures aux seuils d'effets sur la santé, probablement à cause du transfert maternel, qui expose les jeunes à un risque accru de dysfonctionnement immunitaire et endocrinien, par exemple (Krahn *et al.*, 2009). Les épaulards de la population migratrice du Pacifique Nord-Est sont plus contaminés que les épaulards résidents à cause de leur régime alimentaire, qui comprend d'autres mammifères déjà contaminés par des TBP (Ross *et al.*, 2000). De même, les épaulards océaniques comptent des concentrations de PCB plus élevées que les résidents, probablement à cause de leur prédation sur les requins de niveau trophique élevé (Herman *et al.*, 2005; Ford *et al.*, 2014).

Bien que certaines TBP, comme les PCB hautement toxiques et cancérigènes ainsi que le DDT (dichlorodiphényltrichloroéthane), ne soient plus largement utilisées dans les pays industrialisés, bon nombre de ces « contaminants hérités du passé » continuent de pénétrer dans l'environnement par ruissellement terrestre et transport atmosphérique (Hartwell, 2004; Stern *et al.*, 2005; Muir *et al.*, 2005). Dans l'est de l'Arctique, des épaulards se nourrissant de phoques, de bélugas et de narvals (Higdon *et al.*, 2011; Westdal *et al.*, 2013; Lefort *et al.*, 2020a, 2020b) présentaient des concentrations tissulaires relativement élevées de TBP (Pedro *et al.*, 2017). Les concentrations adipeuses de PCB ainsi que d'autres groupes de TBP les plus courants (chlordanes et DDT) relevées chez certaines populations d'épaulards de l'Atlantique Nord dépassent les seuils qui provoquent des troubles physiologiques, reproductifs et immunitaires (Wolkers *et al.*, 2007; Jepson *et al.*, 2016; Pedro *et al.*, 2017). D'après Desforges *et al.* (2018), les concentrations très élevées de PCB dans les tissus des épaulards du monde entier sont susceptibles de précipiter le déclin de toutes les populations et, en particulier de celles qui se nourrissent aux niveaux trophiques supérieurs et qui sont les plus proches des zones industrialisées (voir également Schnitzler *et al.*, 2018).

Les concentrations de contaminants chez les épaulards sont considérablement plus élevées que celles réputées causer des troubles de la reproduction, des anomalies du squelette, des perturbations endocriniennes et une immunotoxicité associés aux PCB chez d'autres mammifères tels que les pinnipèdes (Ross, 2000; Ross *et al.*, 2004). Bien que les concentrations de PCB soient en baisse, les modèles laissent croire qu'il faudra des décennies avant que les concentrations chez les épaulards soient inférieures aux seuils d'effets potentiellement néfastes (Hickie *et al.*, 2007).

Les « contaminants émergents », dont les propriétés sont similaires à celles des TBP héritées du passé, comprennent les polybromodiphényléthers (PBDE), qui sont utilisés comme produits ignifuges. Les concentrations de PBDE dans l'environnement ont augmenté de manière exponentielle (Hooper et McDonald, 2000). Bien que leur toxicité ne soit pas bien comprise, ces produits chimiques ont été associés à des perturbations endocriniennes chez des mammifères de laboratoire (Darnerud, 2003) et à l'immunotoxicité chez des phoques gris (*Halichoerus grypus*) (Hall *et al.*, 2003). En Norvège, on considère l'épaulard comme faisant partie des animaux arctiques les plus pollués, leurs concentrations de toxaphènes, de PBDE, de PCB et de pesticides, par exemple, dépassant celles de l'ours blanc (Wolkers *et al.*, 2007). Les épaulards de la population migratrice du Pacifique Nord-Est présentent des concentrations plus élevées de PBDE que les épaulards résidents du sud qui se nourrissent de poissons, probablement parce que les premiers consomment des mammifères marins de niveau trophique supérieur qui sont contaminés (Ross, 2006). Les épaulards océaniques ont des concentrations plus élevées de PBDE et de DDT que les résidents, probablement à cause de leur prédation de poissons de niveau trophique supérieur et de leur présence au large de la côte de la Californie, où ces contaminants sont présents dans le ruissellement agricole (Krahn *et al.*, 2007b; Ford *et al.*, 2014).

Effluents industriels et militaires (menace 9.2 de l'UICN) – principalement des déversements d'hydrocarbures

Les déversements d'hydrocarbures constituent une menace constante dans de nombreuses zones habitées par l'épaulard. Les baleines n'ont que peu ou pas tendance à éviter ces déversements, comme on l'a vu lors d'un déversement de diesel en août 2007 dans le détroit de Johnstone (COSEWIC, 2008) et de façon encore plus flagrante lors du déversement de pétrole brut de l'*Exxon Valdez* dans le détroit du Prince William, en Alaska, en 1989 (Matkin *et al.*, 2008). Lors de cette catastrophe, le groupe AB de résidents du sud de l'Alaska a été vu nageant dans les nappes de pétrole immédiatement après le déversement. Ce groupe a connu une mortalité importante et sans précédent (jusqu'à 18 fois supérieure aux prévisions) dans les mois qui ont suivi l'exposition, probablement à cause de l'inhalation de vapeurs de pétrole (Matkin *et al.*, 2008). La mortalité s'est poursuivie l'année suivante, car les mères sont mortes, laissant des orphelins, qui sont morts par la suite. La mortalité dans la population migratrice AT1, qui fréquente le détroit du Prince William, ne s'est pas produite immédiatement, mais 9 des 22 baleines de ce groupe ont disparu l'hiver suivant. Elles sont peut-être mortes des effets prolongés de l'inhalation de vapeurs toxiques ou de la consommation de phoques communs fortement mazoutés. Ni le groupe de résidents AB ni la population migratrice AT1 ne se sont rétablis depuis le déversement d'hydrocarbures de 1989 (Matkin *et al.*, 2008).

En avril 2022, 11 plateformes pétrolières étaient actives au large de la Californie (California State Lands Commission, 2022). L'Oregon a définitivement interdit le forage pétrolier dans ses eaux en 2019 (The Register-Guard, 2019), et il n'y a pas d'exploration pétrolière en mer en cours ou prévue dans l'État de Washington. L'essentiel de l'exploitation pétrolière en Alaska se fait sur le versant nord et dans le golfe de Cook. Un moratoire sur l'exploration et l'exploitation pétrolières au large de la côte de la Colombie-Britannique est en vigueur depuis le début des années 1970 (Hudec et Penick, 2003).

Des pétroliers traversent fréquemment les eaux côtières confinées de la Colombie-Britannique qu'occupent les épaulards résidents et migrants. En 2016, l'opposition alimentée en grande partie par la crainte de déversements d'hydrocarbures, qui auraient affecté les épaulards résidents, a conduit le gouvernement fédéral à interdire de façon permanente le trafic des pétroliers le long de la côte nord de la province. Cependant, le trafic maritime, y compris les pétroliers et de nombreux autres navires transportant des produits pétrochimiques, dans la mer des Salish demeure dense et devrait augmenter considérablement dans un avenir prévisible (Jarvela Rosenberger *et al.*, 2017; Heberden, 2022). Les épaulards sont également exposés au risque de déversements d'hydrocarbures le long de la côte atlantique, à cause de la présence d'une importante industrie pétrolière et gazière extracôtière à Terre-Neuve (Hebron, Terra Nova, Hibernia, etc.; voir CAPP, 2018). Puisque le passage du Nord-Ouest et la route maritime du Nord continuent de s'ouvrir sous l'effet de la réduction de la glace de mer, le trafic de pétroliers et de conteneurs a augmenté, et continuera d'augmenter, tout comme le risque pour les épaulards de l'Arctique et de la région subarctique d'être exposés à des déversements d'hydrocarbures (Reeves *et al.*, 2014).

Apports excessifs d'énergie (menace 9.6 de l'UICN)

Perturbations acoustiques

Le niveau global de bruit sous-marin généré par l'humain (anthropique) a augmenté de manière importante dans le Pacifique Nord, l'Atlantique Nord et l'Arctique au cours des dernières décennies, ce qui est préoccupant du point de vue des conséquences réelles et potentielles sur les cétacés, y compris l'épaulard. La navigation commerciale, l'exploration et le forage pétroliers et gaziers en mer, l'utilisation de sonars par l'armée et autres et, plus récemment, l'expansion rapide de l'exploitation de l'énergie éolienne en mer sont les principaux responsables de cette augmentation (Hildebrand, 2009; Thompson *et al.*, 2010; Erbe *et al.*, 2014, 2019; Burnham *et al.*, 2022). Les bruits peuvent interférer avec la capacité des cétacés à détecter leurs proies, à communiquer et à acquérir de l'information sur leur environnement (NRC, 2003, 2005; Weilgart, 2007; Nowacek *et al.*, 2007; Clark *et al.*, 2009). Ils peuvent également perturber les activités naturelles comme la recherche de nourriture (p. ex. en dérangeant les baleines ou leurs proies ou en les poussant à s'éloigner), altérer l'ouïe et même causer des dommages physiologiques. La mesure des réponses aux perturbations acoustiques est un défi, car les réactions peuvent être subtiles ou difficiles à interpréter, et les animaux peuvent ne pas afficher de réponse comportementale évidente tout en étant affectés (R. Williams *et al.*, 2014; Southall *et al.*, 2019, 2021).

Le trafic maritime est la principale source de bruit chronique dans l'habitat de l'épaulard. Le bruit des navires couvre une large bande de fréquences, y compris celles utilisées par l'espèce, et constitue la principale source de bruit ambiant à basses fréquences (0-200 Hz; NRC, 2003; Veirs *et al.*, 2016; Erbe *et al.*, 2019). Comme il est indiqué ci-dessus (voir **Adaptations physiologiques, comportementales et autres**), il a été démontré que l'augmentation du bruit de fond dû au trafic maritime incite les épaulards résidents du sud à compenser en augmentant l'amplitude et la durée de leurs vocalisations, ce qui entraîne des coûts énergétiques potentiels, un stress accru et une dégradation de la communication (Foote *et al.*, 2004; Holt *et al.*, 2009; Wieland *et al.*, 2009). Un tel comportement compensatoire n'est pas inhabituel chez les mammifères marins (Tyack et Janik, 2013).

On peut s'attendre à ce que les efforts déployés récemment pour ralentir le trafic maritime dans les zones fréquemment occupées par les épaulards résidents du sud atténuent les perturbations sonores dans une certaine mesure, à condition que les opérateurs de navires respectent les directives (Joy *et al.*, 2019; Burnham *et al.*, 2021).

Le bruit des navires peut être encore plus préoccupant pour les épaulards migrants, car ils vocalisent moins fréquemment que les individus résidents (Deecke *et al.*, 2005), et le bruit chronique peut masquer les vocalisations cryptiques servant à la communication. De plus, les épaulards qui se nourrissent de mammifères chassent principalement en écoutant les sons produits par ces dernières, et l'augmentation du bruit réduit probablement l'efficacité de leur recherche de nourriture en masquant ces sons (Barrett-Lennard *et al.*, 1996).

Les sons pulsés de haute énergie tels que ceux produits durant les relevés sismiques peuvent se propager sur de longues distances sous l'eau (de moins de 10 à plus de 100 km). De tels bruits peuvent avoir des effets importants sur les cétacés, en induisant notamment des changements de comportement, une élévation du seuil de sensibilité auditive, une production d'hormones du stress et des dommages tissulaires (COSEWIC, 2008). Il se peut que les protocoles d'exploitation en mer appliqués aux activités susceptibles de produire des sons de haute énergie ne protègent pas suffisamment les cétacés contre une exposition à des niveaux sonores dangereux (NRC, 2007; Weir et Dolman, 2007). Des relevés systématiques des cétacés pendant des relevés sismiques effectués dans les eaux du Royaume-Uni ont laissé croire à un certain degré de comportement d'évitement de la part des épaulards et d'autres cétacés (Stone et Tasker, 2006). On a observé que des épaulards réagissaient fortement aux sonars militaires intenses de moyenne fréquence (Southall et Gentry, 2005; Miller *et al.*, 2014; Southall *et al.*, 2016). À une occasion, décrite dans le rapport précédent (COSEWIC, 2008), des épaulards résidents du sud exposés à de tels sonars se sont rassemblés en un groupe serré, ont nagé près du rivage, ont changé plusieurs fois de direction, puis se sont séparés et ont quitté la zone, voyageant rapidement dans des directions différentes.

Le son de haute énergie émanant des dispositifs d'effarouchement acoustique (phoques) a par ailleurs été associé à l'éloignement d'épaulards résidents du nord (Morton et Symonds, 2002). L'utilisation de ces dispositifs n'est plus autorisée dans les eaux britannico-colombiennes (P. Cottrell, comm. pers., 2023).

Corridors de transport et de service (menace 4 de l'UICN)

Voies de transport par eau (menace 4.3 de l'UICN)

Selon le COSEPAC (COSEWIC, 2008), au moins huit épaulards ont été percutés par des navires au large de la côte Ouest du Canada ou sont soupçonnés de l'avoir été, à en juger par les incidents observés, les cicatrices ou les carcasses récupérées. Six de ces collisions sont survenues depuis 2002. Les bateaux responsables vont du petit bateau rapide (de 6 à 8 m de long) aux remorqueurs de 20 m. Plus récemment, une collision était la cause de la mort d'une femelle adulte migratrice du Pacifique Nord-Est (cause confirmée) et d'un mâle adulte résident du sud (Raverty *et al.*, 2020). Les collisions avec les navires, longtemps considérées comme ne constituant pas un risque important pour les épaulards, sont de plus en plus préoccupantes. On peut supposer qu'à mesure que le trafic maritime augmente dans les zones fréquentées par les épaulards le risque qu'ils soient heurtés et tués ou grièvement blessés augmente également.

Intrusions et perturbations humaines (menace 6 de l'UICN)

Activités récréatives (menace 6.1 de l'UICN)

En tant que cibles régulières de l'attention intense créée par l'« écotourisme » (observation des baleines), les épaulards résidents courent un risque élevé d'être dérangés par l'approche et la présence physique des navires ainsi que par leur bruit.

Le dérangement est considéré comme un facteur important affectant le potentiel de rétablissement des épaulards résidents du sud. Parmi les types d'effets du tourisme axé sur les baleines pour lesquels il existe des données empiriques, citons la perturbation à court terme du comportement (vitesses de nage plus élevées, changements de la trajectoire et du temps de plongée, modèles acoustiques compensatoires), la réduction du temps consacré à la recherche de nourriture et l'éloignement de l'habitat préféré.

Guerre, troubles civils et exercices militaires (menace 6.2 de l'UICN)

Les épaulards traversent des zones où se déroulent des exercices militaires (y compris des champs de tir réel) dans les eaux canadiennes et états-uniennes. À titre d'exemple, l'exercice biennal CUTLASS Fury de l'OTAN se déroule au large de la Nouvelle-Écosse et de Terre-Neuve (voir par exemple NATO, 2019). Un exercice biennal semblable, Trident Fury, a lieu à l'ouest de l'île de Vancouver (Pacific Navy News, 2020). Les sonars militaires et les exercices de tir réel en mer peuvent provoquer de graves perturbations comportementales et, dans certains cas, des dommages physiologiques, voire la mort (Parsons *et al.*, 2008). Des mesures d'atténuation peuvent aider à prévenir les impacts, mais n'éliminent pas le risque.

Production d'énergie et exploitation minière (menace 3 de l'UICN)

Énergie renouvelable extracôtière (menace 3.3 de l'UICN)

L'exploitation de l'énergie renouvelable en mer devrait augmenter rapidement le long de la côte de la Colombie-Britannique et de la côte Ouest des États-Unis, y compris dans les zones fréquentées par les épaulards résidents et migrants. Le projet d'énergie éolienne NaiKun dans le détroit d'Hécate est particulièrement préoccupant pour les épaulards résidents du nord. De même, l'exploitation de l'énergie marémotrice, houlomotrice (c.-à-d. des vagues) ou hydrocinétique (c.-à-d. des courants marins), peut-être en particulier dans les passages de marée très fréquentés par les épaulards résidents, est un sujet de préoccupation (voir par exemple Lavoie, 2012).

La production d'énergie éolienne en mer dans l'est du Canada en est à ses débuts, mais son potentiel est considéré comme immense (voir par exemple Nicholson, 2023). L'intérêt pour la production d'énergie hydrocinétique dans l'Atlantique canadien est focalisé dans la baie de Fundy (Stocks, 2023), zone rarement visitée par des épaulards (Melville, en cours d'examen).

On peut s'attendre à ce que tous les projets d'éoliennes en mer impliquant le choix d'un emplacement (relevés géophysiques à haute résolution) et l'installation d'éoliennes (battage de pieux, explosifs) provoquent des perturbations physiques et acoustiques chez l'épaulard (et ses proies), mais la plus grande préoccupation pourrait être l'augmentation du trafic maritime qui en découle. Ce trafic entraîne une augmentation des perturbations sonores ainsi que des risques de collision et de déversements d'hydrocarbures. Dans l'ensemble, cependant, les incidences nettes de l'exploitation d'énergie renouvelable à l'échelle commerciale sont incertaines.

Déchets solides et ordures (menace 9.4 de l'UICN)

L'ingestion de particules microplastiques est une préoccupation émergente pour de nombreux organismes marins (Alava, 2020; Moore *et al.*, 2022). Des concentrations élevées de ces polluants ont été notées chez le béluga (Moore *et al.*, 2020), qui fait partie des espèces proies de l'épaulard dans l'Arctique. Récemment, des microplastiques ont été trouvés dans des échantillons fécaux d'épaulards résidents du sud (K. Parsons, comm. pers., 2023).

L'empêchement dans des engins de pêche abandonnés (engins « fantômes ») est une préoccupation qui n'est pas (encore) considérée comme un problème pour l'épaulard, mais qui peut se produire, du moins occasionnellement.

Exploitation de mines et de carrières (menace 3.2 de l'UICN)

L'exploitation minière en eaux profondes de nodules polymétalliques pour obtenir du nickel, du cuivre, du manganèse et surtout du cobalt aux fins de production de batteries de véhicules électriques ne semble pas actuellement représenter une menace pour l'épaulard au Canada, mais les effets écologiques de la perturbation des fonds marins et du déversement de déchets (voir par exemple Meggs, 2023) sont très préoccupants, car ils pourraient avoir des effets négatifs sur l'épaulard et/ou ses proies.

Nombre de localités fondées sur les menaces

Pour l'ensemble des épaulards du Canada, il y a beaucoup plus que dix localités fondées sur les menaces. C'est probablement aussi le cas pour trois des cinq UD (UD3, UD4, UD5) lorsqu'on les examine individuellement. Toutefois, compte tenu de la taille relativement petite des populations, de leur structure, de leur organisation sociale, de leur comportement de groupe et de leur tendance à se rassembler dans des zones et à des moments précis pour se nourrir de saumons (ou, dans le cas des épaulards résidents du nord, pour se frotter sur les plages), le nombre de localités des populations résidentes du Pacifique Nord-Est (UD1 et UD2), en particulier des épaulards résidents du sud, est possiblement inférieur à dix.

PROTECTION, STATUTS ET ACTIVITÉS DE RÉTABLISSEMENT

Statuts et protection juridiques

La population résidente du sud du Pacifique Nord-Est a été inscrite sur la liste des espèces en voie de disparition de l'*Endangered Species Act* des États-Unis en 2005. La population résidente du nord et la population migratrice du Pacifique Nord-Est ont été inscrites à la LEP en tant qu'espèces menacées en 2003. La population océanique du Pacifique Nord-Est a été inscrite comme espèce préoccupante en 2003, puis est passée à la catégorie d'espèce menacée en 2011. La population de l'Atlantique Nord-Ouest et de

l'est de l'Arctique a été évaluée par le COSEPAC en 2008 comme espèce préoccupante, mais n'est pas encore inscrite à la LEP. En décembre 2023, le COSEPAC a réévalué les populations suivantes (désignation entre parenthèses) : population résidente du sud du Pacifique Nord-Est (en voie de disparition), populations résidente du nord, océanique et migratrice du Pacifique du Nord-Est (menacées) et population de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique (préoccupante). L'épaulard est également protégé par *Loi sur les pêches*, la *Loi sur les parcs nationaux du Canada* et la *Loi sur les aires marines de conservation du Canada*.

L'habitat essentiel, au sens de la LEP, a été officiellement désigné pour les deux populations résidentes du Pacifique Nord-Est en 2009 (DFO, 2011; Ford *et al.*, 2017). Il s'agit d'une zone de 3 390 km² comprenant le côté canadien des détroits de Juan de Fuca et de Haro et du passage Boundary, les eaux entourant les îles Gulf méridionales et une partie du sud du détroit de Georgia au large de l'embouchure du fleuve Fraser pour les épaulards résidents du sud, et d'une zone de 905 km² dans le détroit de Johnstone pour les épaulards résidents du nord (figure 4 dans Ford *et al.*, 2017). Deux autres zones ont depuis été désignées comme habitat essentiel additionnel, l'une au large du sud-ouest de l'île de Vancouver (pour les épaulards résidents du sud et du nord), et l'autre, dans l'ouest de l'entrée Dixon (dans le cas des épaulards résidents du nord) (DFO, 2022c). Il est également important de noter qu'en 2006 le gouvernement des États-Unis a désigné comme habitat essentiel des résidents du sud une zone d'habitat marin de 6 630 km² du côté états-unien de la mer des Salish, y compris la baie Puget, au titre de l'*Endangered Species Act* des États-Unis (Federal Register, 2021). Cette zone a été récemment étendue pour inclure 41 207 km² supplémentaires au large de la côte extérieure jusqu'à Point Sur, en Californie (Federal Register, 2021). L'habitat essentiel n'a pas encore été désigné pour les épaulards migrateurs ni les épaulards océaniques, mais Ford *et al.* (2013) fournissent de l'information à l'appui de la désignation de l'habitat essentiel des épaulards migrateurs.

En 1982, le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique a désigné une zone de 1 248 hectares de l'ouest du détroit de Johnstone en tant que réserve écologique Robson Bight (Michael Bigg) afin de protéger les « plages de frottement » de l'épaulard résident du nord contre les perturbations humaines (Ford *et al.*, 2017).

Statuts et classements non juridiques

Comme il est expliqué dans la partie *Synonymes et remarques* de la section **Nom et classification**, l'UICN classe l'épaulard sur sa liste rouge comme ayant des données insuffisantes à l'échelle mondiale. La cote de conservation mondiale de NatureServe, évaluée en 2016, est G4 (apparemment en sécurité). Les statuts attribués par NatureServe pour les cinq UD du Canada sont les suivants : population résidente du sud (UD1) – gravement en péril (S1); population résidente du nord (UD2) – en péril (S2); population migratrice (UD3) – en péril (S2); population océanique (UD4) – en péril (S2); population de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique (UD5) – non classé (SNR) (NatureServe : https://explorer.natureserve.org/Taxon/ELEMENT_GLOBAL.2.105428/Orcinus_orca).

Protection et propriété de l'habitat

Le concept de régime foncier et de propriété n'est pas forcément pertinent pour une espèce marine telle que l'épaulard. Cependant, dans cette section, il peut être utile de citer les désignations officielles d'habitat essentiel (mentionnées ci-dessus, dans la section **Statuts et protection juridiques**) pour les épaulards résidents du sud et du nord au Canada et pour les épaulards résidents du sud aux États-Unis. Les zones « interdites à la pêche » et « interdites d'entrée » récemment mises en place dans des régions spécifiques pour protéger les baleines et leur habitat d'alimentation (voir ci-dessous) illustrent le type de mesure qui peut accompagner ces désignations.

Activités de rétablissement

Un programme de rétablissement des épaulards résidents (les deux populations) a été publié en 2008 et modifié en 2011 et en 2018 (DFO, 2018a). Un plan d'action pour les épaulards résidents a été publié en 2017 (DFO, 2017). Un programme de rétablissement pour les épaulards migrateurs a été publié en 2017 (DFO, 2007), et pour les épaulards océaniques, en 2018 (DFO, 2018b). Le plan d'action visant des espèces multiples dans la réserve de parc national du Canada des Îles-Gulf, le plan d'action visant des espèces multiples dans la réserve de parc national du Canada Pacific Rim et le plan d'action visant plusieurs espèces de la réserve de parc national Gwaii Haanas renferment tous trois des mesures de rétablissement pour les UD de l'épaulard dans les eaux canadiennes du Pacifique.

De nombreuses mesures spéciales ont été mises en place spécifiquement pour accroître la protection et promouvoir le rétablissement des épaulards résidents, en particulier la population résidente du sud (DFO, 2022c; Government of Canada, 2022). Il s'agit notamment de fermetures temporaires de la pêche par zone pour protéger les saumons et réduire au minimum les perturbations causées par des navires, d'interdictions saisonnières visant le trafic maritime (zone sanctuaire provisoire) dans certaines parties des îles Gulf méridionales, de deux nouvelles zones de ralentissement saisonnier près du banc Swiftsure, et de l'obligation pour les navires de se tenir à au 400 m de distance des baleines dans les eaux côtières du sud de la Colombie-Britannique, entre Campbell River et la région juste au nord d'Ucluelet (DFO, 2022b). En outre, l'Administration portuaire Vancouver-Fraser a mis en place un programme volontaire visant à ralentir les navires commerciaux dans le détroit de Haro et le passage de Boundary ainsi que sur le banc Swiftsure (Burnham *et al.*, 2021; Vancouver Fraser Port Authority, 2022).

SOURCES D'INFORMATION

Références citées

- Alava, J.J. 2020. Modeling the bioaccumulation and biomagnification potential of microplastics in a cetacean foodweb of the northeastern Pacific: A prospective tool to assess the risk exposure to plastic particles. *Frontiers in Marine Science* 7:566101. Doi: 10.3389/fmars.2020.566101.
- Baird, R.W. et H. Whitehead. 2000. Social organization of mammal-eating killer whales: group stability and dispersal patterns. *Canadian Journal of Zoology* 78:2096-2105.
- Barrett-Lennard, L.G. 2000. Population structure and mating patterns of killer whales as revealed by DNA analysis. Thèse de doctorat, University of British Columbia, Vancouver, British Columbia. 109 pp.
- Barrett-Lennard, L.G. et G.M. Ellis. 2001. Population structure and genetic variability in Northeastern Pacific killer whales: toward an assessment of population viability. CSAS Res. Doc. 2001/065. 35 pp. <https://science-catalogue.canada.ca/record=3998179~S6> [consulté en septembre 2023].
- Barrett-Lennard, L.G., V.B. Deecke, H. Yurk et J.K.B. Ford. 2001. A sound approach to the study of culture. *Behavioural and Brain Sciences* 24: 325-326.
- Barrett-Lennard, L.G., J.K.B. Ford et K. Heise. 1996. The mixed blessing of echolocation: Differences in sonar use by fish-eating and mammal-eating killer whales. *Animal Behaviour* 51: 553-565.
- Barrett-Lennard, L.G. et K. Heise. 2006. The natural history and ecology of killer whales: Foraging specialization in a generalist predator. Pages 163-173 in J.A. Estes, R.L. Brownell, Jr., D.P. DeMaster, D.F. Doak et T.M. Williams (editors). *Whales, Whaling and Ocean Ecosystems*. University of California Press, Berkeley.
- Bigg, M.A., G.M. Ellis, J.K.B. Ford et K.C. Balcomb. 1987. Killer whales: a study of their identification, genealogy, and natural history in British Columbia and Washington State. Phantom Press, Nanaimo, British Columbia.
- Bigg, M.A., P.F. Olesiuk, G.M. Ellis, J.K.B. Ford et K.C. Balcomb. 1990. Social organization and genealogy of resident killer whales *Orcinus orca* in the coastal waters of British Columbia and Washington State. Report of the International Whaling Commission, Special Issue 12:383-405.
- Bigg, M.A. et A.A. Wolman. 1975. Live-capture killer whales *Orcinus orca* fishery, British Columbia and Washington, 1962-73. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32:1213-1221.
- Black, N.A., A. Schulman-Janiger, R.L. Ternullo et M. Guerrero-Ruiz. 1997. Killer whales of California and western Mexico: a catalog of photo-identified individuals. U.S. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service Technical Report NOAA-TM-NMFS-SWFSC-24.

- Bolaños-Jiménez, J., A.A. Mignucci-Giannoni, J. Blumenthal, A. Bogomolni, J.J. Casas, A. Henríquez, M. Iñiguez Bessega, J. Khan, N. Landrau-Giovanetti, C. Rinaldi, R. Rinaldi, G. Rodríguez-Ferrer, L. Suty, N. Ward et J.A. Luksenberg. 2014. Distribution, feeding habits and morphology of killer whales *Orcinus orca* in the Caribbean Sea. <https://doi.org/10.1111/mam.12021>.
- Braham, H. W. et M. E. Dahlheim. 1982. Killer whales in Alaska documented in the Platforms of Opportunity Program. Report of the International Whaling Commission 32:643-646.
- Braune, B.M., P.M. Outridge, A.T. Fisk, D.C.G. Muir, P.A. Helm, K. Hobbs, P.F. Hoekstra, Z.A. Kuzyk, M. Kwan, R.J. Letcher, W.L. Lockhart, R.J. Norstrom, G.A. Stern et I. Stirling. 2005. Persistent organic pollutants and mercury in marine biota of the Canadian Arctic: An overview of spatial and temporal trends. Science of the Total Environment. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.10.034>
- Breed, G.A., C.J.D. Matthews, M. Marcoux, J.W. Higdon, B. LeBlanc, S.D. Petersen, J. Orr, N.R. Reinhart et S.H. Ferguson. 2017. Sustained disruption of narwhal habitat use and behavior in the presence of Arctic killer whales. Proceedings of the National Academy of Sciences USA 114(10):2628-2833.
- Brent, L.J.N., D.W. Franks, E.A. Foster, K.C. Balcomb, M.A. Cant et D.P. Croft. 2015. Ecological knowledge, leadership, and the evolution of menopause in killer whales. Current Biology 25: 746-750.
- Burnham, R.E., R.S. Palm, D.A. Duffus, X. Mouy et A. Riera. 2016. The combined use of visual and acoustic data collection techniques for winter killer whale (*Orcinus orca*) observations. Global Ecology and Conservation 8: 24-30.
- Burnham, R., S. Vagle, P. Van Buren et C. Morrison. 2022. Spatial impact of recreational-grade echosounders and the implications for Killer Whales. Journal of Marine Science and Engineering 10: 1267.
- Burnham R.E., S. Vagle S, C. O'Neill et K. Trounce. 2021. The efficacy of management measures to reduce vessel noise in Critical Habitat of Southern Resident Killer Whales in the Salish Sea. Frontiers in Marine Science 8:664691. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.664691>
- Busson, M., M. Authier, C. Barbraud, P. Tixier, R.R. Reisinger, A. Janca et C. Guinet. 2019. Role of sociality in the response of killer whales to an additive mortality event. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 116(24):11812-11817. www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1817174116.
- California State Lands Commission. 2022. Update on the Status of the Existing Offshore Oil and Gas Production and Pipeline Leases Managed by the Commission. https://slcprdwordpressstorage.blob.core.windows.net/wordpressdata/2022/05/04-23-22_61-Presentation.pdf [consulté en décembre 2023].
- Calliou Group. 2014. Gitxaala Use Study. Gitxaala Nation, Kitkatla BC. 129 pp.
- CAPP (Canadian Association of Petroleum Producers). 2018. Canada's offshore oil and natural gas industry in Newfoundland and Labrador.

Carretta, J.V., E.M. Oleson, K.A. Forney, M.M. Muto, D.W. Weller, A.R. Lang, J. Baker, B. Hanson, A.J. Orr, J. Barlow, J.E. Moore et R.L. Brownell, Jr. 2021. U.S. Pacific marine mammal stock assessments: 2020. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-646. U.S. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center, La Jolla, CA.

Center for Whale Research. 2023. Southern Resident Orca (SRKW) population. <https://www.whaleresearch.com/orca-population> [consulté en mai 2023].

Chasco, B., Kaplan, I., Thomas, A., Acevedo-Gutiérrez, A., Noren, D.P., Ford, M.J., Hanson, M.B., Scordino, J., Jeffries, S.J., Pearson, S.F., Marshall, K. et Ward, E.J. 2017. Estimates of Chinook salmon consumption in Washington State inland waters by four marine mammal predators from 1970 to 2015. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 74(8):1173–1194. Doi:10.1139/cjfas-2016-0203.

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.

COSEWIC 2007. COSEWIC assessment and status report on the Basking Shark *Cetorhinus maximus* (Pacific population) in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. Vii + 34 p. [consulté en septembre 2023]. [Également disponible en français : COSEPAC. 2007. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le pèlerin (*Cetorhinus maximus*) (population du Pacifique) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. viii + 35 p.]

COSEWIC. 2008. COSEWIC assessment and update status report on the Killer Whale *Orcinus orca*, Southern Resident population, Northern Resident population, West Coast Transient population, Offshore population and Northwest Atlantic / Eastern Arctic population, in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. [Également disponible en français : COSEPAC. 2008. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'épaulard (*Orcinus orca*), population résidente du sud, population résidente du nord, population migratrice de la côte Ouest, population océanique et populations de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. ix + 70 p.] <https://registre-especes.canada.ca/index-fr.html#/documents/1785>

COSEWIC. 2018. COSEWIC assessment and status report on the Chinook Salmon *Oncorhynchus tshawytscha*, Designatable Units in Southern British Columbia (Part One – Designatable Units with no or low levels of artificial releases in the last 12 years), in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. Xxxi + 283 pp. [Également disponible en français : Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*), unités désignables du sud de la Colombie Britannique (première partie – unités désignables ayant fait l'objet d'un nombre très faible ou nul de lâchers d'écloseries ces 12 dernières années), au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xxxix + 302 p.]

- COSEWIC 2020a. COSEWIC guidelines for recognizing designatable units.
[Également disponible en français : COSEPAC 2020a. Lignes directrices du COSEPAC pour reconnaître les unités désignables.
<https://cosewic.ca/index.php/fr/rapports/preparation-rapports-situation/lignes-directrices-reconnaitre-unites-designables.html>
- COSEWIC. 2020b. COSEWIC assessment and status report on the Chinook Salmon *Oncorhynchus tshawytscha*, Designatable Units in Southern British Columbia (Part Two – Designatable Units with High Levels of Artificial Releases in the Last 12 Years), in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. xxxv + 203 pp. COSEPAC. 2020b. [Également disponible en français : Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*), unités désignables du sud de la Colombie-Britannique (deuxième partie – unités désignables ayant fait l’objet d’un nombre élevé de lâchers d’écloseries ces 12 dernières années), au Canada. Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xxxv + 203 p.]
- Cottrell, P. Comm. pers. 2023. Correspondance par messages textes adressée à J. Ford. Septembre 2023. Gestion des mammifères marins, MPO de la Région du Pacifique, Vancouver (Colombie-Britannique).
- Couture, F., G. Oldford, V. Christensen, L. Barrett-Lennard et C. Walters. 2022. Requirements and availability of prey for northeastern Pacific southern resident killer whales. *PLoS ONE* 17(6): e0270523. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0270523>.
- Crozier, L.G., Burke, B.J., Chasco, B.E., Widener, D.L. et Zabel, R.W. 2021. Climate change threatens Chinook salmon throughout their life cycle. *Communications Biology*, 4(222).
- Dahlheim, M.E., J. Cahalan et J.M. Breiwick. 2022. Interactions, injuries, and mortalities of killer whales (*Orcinus orca*) observed during fishing operations in Alaska. *Fishery Bulletin* 120:79-94.
- Dahlheim, M.E. et J.E. Heyning. 1999. Killer whale *Orcinus orca* (Linnaeus, 1758). Pages 281-322 in S. Ridgway et R. Harrison (editors). *Handbook of Marine Mammals*, Volume 6. Academic Press, San Diego, California.
- Dahlheim, M.E., A. Schulman-Janiger, N. Black, R. Ternullo, D. Ellifrit et K.C. Balcomb III. 2008. Eastern temperate North Pacific offshore killer whales (*Orcinus orca*): Occurrence, movements, and insights into feeding ecology. *Marine Mammal Science* 24(3):719-729. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2008.00206.x>
- Dahlheim, M.E. et P.A. White. 2010. Ecological aspects of transient killer whales (*Orcinus orca*) as predators in southeastern Alaska. *Wildlife Biology* 16(3):308-322. <https://doi.org/10.2981/09-075>.
- Darnerud, P.O. 2003. Toxic effects of brominated flame retardants in man and in wildlife. *Environment International* 29: 841-853.
- Deecke, V.B. 2003. The vocal behaviour of Transient Killer Whales: Communicating with costly calls. Thèse de doctorat, University of St. Andrews, Scotland. 137 pp + appendices.

- Deecke, V.B., J.K.B. Ford et P. Spong. 2000. Dialect change in resident killer whales: implications for vocal learning and cultural transmission. *Animal Behaviour* 60: 629-638.
- Deecke, V.B., J.K.B. Ford et P.J.B. Slater. 2005. Vocal behaviour of mammal-eating killer whales: Communicating with costly calls. *Animal Behaviour* 69: 395-405.
- Desforges, J.-P., A. Hall, B. McConnell, A. Rosing-Asvid, J.L. Barber, A. Brownlow, S. De Guise, I. Eulaers, P.D. Jepson, R.J. Letcher, M. Levin, P.S. Ross, F. Samarra, G. Víkingsson, C. Sonne et R. Dietz. 2018. Predicting global killer whale population collapse from PCB pollution. *Science* 361(6409):1373-1376.
<https://doi.org/10.1126/science.aat1953>
- DFO. 2007. Recovery Strategy for the Transient killer whale *Orcinus orca* in Canada [Consultation Draft]. *Species at Risk Act Recovery Strategy Series*. Fisheries and Oceans Canada, Vancouver 42 pp. [Également disponible en français : MPO. 2007. Programme de rétablissement de l'épaulard migrateur (*Orcinus orca*) au Canada [ébauche de consultation]. Série de Programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*, Pêches et Océans Canada, Vancouver, 42 p.]
- DFO. 2008. Recovery Strategy for the Northern and Southern Resident Killer Whales *Orcinus orca* in Canada. *Species at Risk Act Recovery Strategy Series*, Fisheries and Oceans Canada, Ottawa, ix + 81 pp. [Également disponible en français : MPO. 2008. Programme de rétablissement des épaulards résidents (*Orcinus orca*) du nord et du sud au Canada. Série de Programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*, Pêches et Océans Canada, Ottawa, ix + 85 p.]
- DFO. 2009. Recovery potential assessment for West Coast Transient Killer Whales. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2009/039. [Également disponible en français : MPO. 2009. Évaluation du potentiel de rétablissement des épaulards migrateurs de la côte Ouest. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2009/039.]
- DFO. 2011. Recovery Strategy for the Northern and Southern Resident Killer Whales (*Orcinus orca*) in Canada. *Species at Risk Act Recovery Strategy Series*, Fisheries & Oceans Canada, Ottawa. ix + 80 p. [Également disponible en français : MPO. 2011. Programme de rétablissement des épaulards résidents (*Orcinus orca*) du nord et du sud au Canada. Série de Programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*, Pêches et Océans Canada, Ottawa. ix + 85 p.]
- DFO. 2017. Action Plan for the Northern and Southern Resident Killer Whale (*Orcinus orca*) in Canada. *Species at Risk Act Action Plan Series*. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa. V + 33 pp. [Également disponible en français : MPO. 2017. Plan d'action pour les épaulards (*Orcinus orca*) résidents du nord et du sud au Canada. Série des plans d'action de la *Loi sur les espèces en péril*, Pêches et Océans Canada, Ottawa. v + 39 p.]

- DFO. 2018a. Recovery Strategy for the Northern and Southern Resident Killer Whales (*Orcinus orca*) in Canada. Species at Risk Act Recovery Strategy Series, Fisheries & Oceans Canada, Ottawa, x + 84 pp. [Également disponible en français : MPO. 2018. Programme de rétablissement des épaulards résidents (*Orcinus orca*) du nord et du sud au Canada. Série de programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*, Pêches et Océans Canada, Ottawa, x + 91 p.]
- DFO. 2018b. Recovery Strategy for the Offshore Killer Whale (*Orcinus orca*) in Canada. Species at Risk Act Recovery Strategy Series. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa. Vi + 52 pp. MPO. 2018b. [Également disponible en français : Programme de rétablissement des épaulards résidents (*Orcinus orca*) du nord et du sud au Canada. Série de programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*, Pêches et Océans Canada, Ottawa, x + 84 p.]
- DFO. 2021. Population status update for the northern resident killer whale (*Orcinus orca*) in 2020. Canadian Science Advisory Secretariat Science Response 2021/030. [Également disponible en français : MPO. 2021. Mise à jour de l'état de la population d'épaulards résidents du nord (*Orcinus orca*) en 2020. Secrétariat canadien de consultation scientifique, Réponse des sciences 2021/030.]
- DFO. 2022a. Population status update for the northern resident killer whale in 2021. Canadian Science Advisory Secretariat Science Response 2022/027. [Également disponible en français : MPO. 2022a. Mise à jour de l'état de la population d'épaulards résidents du nord (*Orcinus orca*) en 2021. Secrétariat canadien des avis scientifiques du MPO, Réponse des sciences 2022/027.]
- DFO. 2022b. 2022 management measures to protect Southern Resident Killer Whales. <https://www.pac.dfo-mpo.gc.ca/fm-gp/mammals-mammiferes/whales-baleines/srkw-measures-mesures-ers-eng.html> [consulté en septembre 2023]. [Également disponible en français : MPO. 2022b. Mesures de gestion de 2022 pour protéger les épaulards résidents du sud. <https://www.pac.dfo-mpo.gc.ca/fm-gp/mammals-mammiferes/whales-baleines/srkw-measures-mesures-ers-fra.html>.]
- DFO. 2022c. Report on the Progress of Recovery Strategy Implementation for the Northern and Southern Resident Killer Whales (*Orcinus orca*) in Canada for the Period 2015 to 2019 Species at Risk Act Recovery Strategy Report Series. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa. iv+ 77 pp. [Également disponible en français : MPO. 2022c. Rapport sur les progrès de la mise en œuvre du programme de rétablissement des épaulards résidents (*Orcinus orca*) du nord et du sud au Canada pour la période 2015 à 2019. Série de rapports sur les programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*, Pêches et Océans Canada, Ottawa. iv+ 102 p.]

- DFO. 2022d. Recovery potential assessment for southern British Columbian Chinook populations, Fraser and southern mainland Chinook designatable units (1, 6, 13, and 15). DFO Canadian Science Advisory Secretariat Science Advisory Report 2022/035. MPO. 2022d. [Également disponible en français : Évaluation du potentiel de rétablissement des populations de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, unités désignables du Fraser et du sud de la partie continentale (1, 6, 13 et 15). MPO Secrétariat canadien des avis scientifiques – Avis scientifique 2022/035.]
- Duffield, D.A., D.K. Odell, J.F. McBain et B. Andrews. 1995. Killer whale *Orcinus orca* reproduction at Sea World. *Zoo Biology* 14:417-430.
- Ellis, G. Comm. pers. 2022. *Conversation téléphonique avec J. Ford*. Avril 2022. Technicien de recherche indépendant, Nanaimo (Colombie-Britannique).
- Erbe, C., R. Williams, D. Sandilands et E. Ashe. Identifying modeled ship noise hotspots for marine mammals of Canada's Pacific region. 2014. *PLoS ONE* 9(11): e114362. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0114362>.
- Erbe, C., S.A. Marley, R.P. Schoeman, J.N. Smith, L.E. Trigg et C.B. Embling. 2019. The effects of ship noise on marine mammals – a review. *Frontiers in Marine Science* 6:606. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00606>.
- Esteban, R., P. Verborgh, P. Gauffier, J. Giménez, A.D. Foote et R. de Stephanis. 2016. Maternal kinship and fisheries interaction influence killer whale social structure. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 70:111-122. <https://doi.org/10.1007/s00265-015-2029-3>.
- Evans, P., B. Keats et D. King Trailmark Systems and Consulting. 2015. Tsawout Marine Use Study. Prepared for Tsawout First Nation's review of the proposed Kinder Morgan Tans Boundary Expansion Marine Shipping component. Tsawout First Nation, Saanichton BC. 147 pp.
- Fearnbach, H., J.W. Durban, D.K. Ellifrit et K.C. Balcomb III. 2011. Size and long-term growth trends of endangered fish-eating killer whales. *Endangered Species Research* 13:173–180.
- Fearnbach, H., J.W. Durban, D.K. Ellifrit et K.C. Balcomb III. 2018. Using aerial photogrammetry to detect changes in body condition of endangered southern resident killer whales. *Endangered Species Research* 35:175–180.
- Federal Register. 2021. Endangered and Threatened Wildlife and Plants; Revision of Critical Habitat for the Southern Resident Killer Whale Distinct Population Segment. *Federal Register* Vol. 86, No. 145. <https://www.govinfo.gov/content/pkg/FR-2021-08-02/pdf/2021-16094.pdf> [consulté en septembre 2023].
- Ferguson, S. Comm. pers. 2023. *Correspondance par courriel adressée à J. Ford*. Novembre 2023. Chercheur scientifique, Pêches et Océans Canada, Winnipeg (Manitoba).

- Ferguson, S. H., J. W. Higdon et E. G. Chmelnitsky. 2010. The rise of killer whales as a major Arctic predator. *In* S. H. Ferguson, L. L. Loseto et M. L. Mallory (eds), *A Little Less Arctic: Top Predators in the World's Largest Northern Inland Sea, Hudson Bay*, pp. 117-136. Springer Publishing Company, New York, NY.
- Ferguson, S.H., J.W. Higdon et K.H. Westdal. 2012. Prey items and predation behavior of killer whales (*Orcinus orca*) in Nunavut, Canada based on Inuit hunter interviews. *Aquatic Biosystems* 8:3. <https://doi.org/10.1186/2046-9063-8-3>. PMID: 22520955.
- Ferguson, S.H., M.C.S. Kingsley et J.W. Higdon. 2011. Killer whale (*Orcinus orca*) predation in a multi-prey system. *Population Ecology* 3:31-41.
- Fielding, R. et J.J. Kiszka. 2021. Artisanal and aboriginal subsistence whaling in Saint Vincent and the Grenadines (eastern Caribbean): history, catch characteristics, and needs for research and management. *Frontiers in Marine Science* 8:668597. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.668597>.
- Filatova, O.A., Fedutin, I., Titova, O.V., Siviour, B., Burdin, A.M., Hoyt, E. 2016. White killer whales (*Orcinus orca*) in the Western North Pacific. *Aquatic Mammals* 42(3):350-356. <http://dx.doi.org/10.1578/AM.42.3.2016.350>.
- Filatova, O.A., Shpak, O.V., Ivkovich, T.V., Borisova, E.A., Burdin, A.M., Hoyt, E. 2014. Killer whale status and live-captures in the waters of the Russian Far East. Document SC/65b/SM07, International Whaling Commission Scientific Committee, Cambridge, UK.
- Foote, A.D., P.A. Morin, R.L. Pitman, M.C. Ávila-Arcos, J.W. Durban, A. van Helden, M.-H.S. Sinding et M.T.P. Gilbert. 2013. Mitogenomic insights into a recently described and rarely observed killer whale morphotype. *Polar Biology* 36:1519-1523.
- Foote, A.D., J. Newton, S.B. Piertney, S. Willerslev et M.T.P. Gilbert. 2009. Ecological, morphological and genetic divergence of sympatric North Atlantic killer whale populations. *Molecular Ecology* 18(24):5207-5217. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2009.04407.x>.
- Foote, A.D., R.W. Osborne et A. R. Hoelzel. 2004. Whale-call response to masking boat noise. *Nature* 428: 910.
- Foote, A.D., T. Similä, G.A. Víkingsson et P.T. Stevick. 2010. Movement, site fidelity and connectivity in a top marine predator, the killer whale. *Evolution and Ecology* 24:803-814. <http://dx.doi.org/10.1007/s10682-009-9337-x>.
- Foote, A.D., N. Vijay, M.C. Ávila-Arcos, R.W. Baird, J.W. Durban, M. Fumagalli, R.A. Gibbs, M.B. Hanson, T.S. Korneliussen, M.D. Martin, K.M. Robertson, V.C. Sousa, F.G. Vieira, T. Vinař, P. Wade, K.C. Worley, L. Excoffier, P.A. Morin, M.T.P. Gilbert et J.B.W. Wolf. 2016. Genome-culture coevolution promotes rapid divergence of killer whale ecotypes. *Nature Communications* 7: 11693. <https://doi.org/10.1038/ncomms11693>
- Ford, J.K.B. 1991. Vocal traditions among resident killer whales, *Orcinus orca*, in coastal waters of British Columbia, Canada. *Canadian Journal of Zoology* 69: 1454-1483.

- Ford, J.K.B. 2006. An assessment of critical habitats of resident killer whales in waters off the Pacific coast of Canada. CSAS Research Document 2006/72. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/326892.pdf> [consulté en septembre 2023]. [Résumé disponible en français.]
- Ford, J.K.B. 2014. Marine Mammals of British Columbia. Royal BC Museum, Victoria.
- Ford, J.K.B. et G.M. Ellis. 1999. Transients: Mammal-Hunting Killer Whales. UBC Press, Vancouver, British Columbia. 96 pp.
- Ford, J.K.B. et G.M. Ellis. 2006. Selective foraging by fish-eating killer whales *Orcinus orca* in British Columbia. Marine Ecology Progress Series 316: 185-199.
- Ford, J.K.B. et Ellis, G.M. 2014. You are what you eat: ecological specializations and their influence on the social organization and behaviour of killer whales. *In* Yamagiwa, J. et L. Karczmarski (eds), Primates and Cetaceans: Field Research and Conservation of Complex Mammalian Societies, pp. 75-98. Springer, New York, NY.
- Ford, J.K.B., G.M. Ellis et K.C. Balcomb. 2000. The Natural History and Genealogy of *Orcinus orca* in British Columbia and Washington, second edition. UBC Press, Vancouver, British Columbia. 104 pp.
- Ford, J.K.B., G.M. Ellis, L.G. Barrett-Lennard, A.B. Morton, R.S. Palm et K.C. Balcomb. 1998. Dietary specialization in two sympatric populations of Killer Whales *Orcinus orca* in coastal British Columbia and adjacent waters. Canadian Journal of Zoology 76:1456-1471.
- Ford, J.K.B., G.M. Ellis et J.W. Durban. 2008. Recovery potential assessment of West Coast transient killer whales in British Columbia. Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2007/088. [consulté en septembre 2023]. [Résumé disponible en français.] https://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/publications/resdocs-docrech/2007/2007_088-fra.htm
- Ford, J.K.B., G.M. Ellis, D.R. Matkin, K.C. Balcomb, D. Briggs et A.B. Morton. 2005a. killer whale attacks on minke whales: prey capture and antipredator tactics. Marine Mammal Science 21:603-618.
- Ford, J.K.B., G.M. Ellis, C.O. Matkin, M.H. Wetklo, L.G. Barrett-Lennard et R.E. Withler. 2011. Shark predation and tooth wear in a population of northeastern Pacific killer whales. Aquatic Biology 11:213-224. <http://dx.doi.org/10.3354/ab00307>.
- Ford, J.K.B., G.M. Ellis, P.F. Olesiuk. 2005b. Linking prey and population dynamics: did food limitation cause recent declines of 'resident' killer whales *Orcinus orca* in British Columbia. CSAS Research Document 2005/42. 27 pp. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/316639.pdf> [consulté en septembre 2023]. [Résumé disponible en français.]
- Ford, J.K.B., G.M. Ellis, P.F. Olesiuk et K.C. Balcomb. 2010. Linking killer whale survival and prey abundance: food limitation in the oceans' apex predator? Biology Letters 6(1):139-142.

- Ford, J.K.B. et J.F. Pilkington. 2020. Killer whale identification from passive acoustic monitoring at Gowgaia Shelf and Sgang Gwaay, Gwaii Haanas. Report prepared for Parks Canada, Gwaii Haanas National Park Reserve and Haida Heritage Site.
- Ford, J.K.B., J.F. Pilkington, A. Reira, M. Otsuki, B. Gisborne, R.M. Abernethy, E.H. Stredulinsky, J.R. Towers, J.R. et G.M. Ellis. 2017. Habitats of special importance to Resident Killer Whales (*Orcinus orca*) off the west coast of Canada. Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2017/035.
- Ford, J.K.B, Stredulinsky, E.H., Ellis, G.M., Durban, J.W. et Pilkington, J.F. 2014. Offshore killer whales in Canadian Pacific waters: distribution, seasonality, foraging ecology, population Status and potential for recovery. Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2014/088. Vii + 55 p.
- Ford, J.K.B, E.H. Stredulinsky, J.R. Towers et G.M. Ellis. 2013. Information in Support of the Identification of Critical Habitat for Transient Killer Whales (*Orcinus orca*) off the West Coast of Canada. Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2012/155. Iv + 46 p.
- Ford, M.J., J. Hempelmann, M.B. Hanson, K.L. Ayres, R.W. Baird, C.K. Emmons, J.I. Lundin, G.S. Schorr, S.K. Wasser et L.K. Park. 2016. Estimation of a killer whale (*Orcinus orca*) population's diet using sequencing analysis of DNA from feces. PLoS ONE 11(1):e0144956. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0144956>
- Ford, M.J. et K.M. Parsons. 2012. Estimating the historical size of the southern resident killer whale population. *In* Evaluating the Effects of Salmon Fisheries on Southern Resident Killer Whales: Workshop 2, March 13-15, 2012. NOAA Fisheries and DFO, Vancouver, BC. As cited in Hilborn *et al.* (2012).
- Ford, M.J., K.M. Parsons, E.J. Ward, J.A. Hempelmann, C.K. Emmons, M.B. Hanson, K.C. Balcomb et L.K. Park. 2018. Inbreeding in an endangered killer whale population. *Animal Conservation* 21:10 pp. <https://doi.org/10.1111/acv.12413>
- Forney, K. A. et P. Wade. 2006. Worldwide distribution and abundance of killer whales. Pages 145-162 *in* J. A. Estes, R. L. Brownell, Jr., D. P. DeMaster, D. F. Doak et T. M. Williams (editors). *Whales, whaling, and ocean ecosystems*. University of California Press, Berkeley, California.
- Gaydos, J.K., K.C. Balcomb, R.W. Osborne et L. Dierauf. 2004. Evaluating potential infectious disease threats for southern resident killer whales, *Orcinus orca*: a model for endangered species. *Biological Conservation* 117: 253-262.
- George, J.C. et R. Suydam. 1998. Observations of killer whale (*Orcinus orca*) predation in the northeastern Chukchi Sea western Beaufort Seas. *Marine Mammal Science* 14 :330-332.
- Gisborne, B. Comm. Pers. 2022. Conversation téléphonique avec J. Ford. Mai 2022. Chercheur sur le terrain employé à contrat, Station biologique du Pacifique, MPO, Nanaimo (Colombie-Britannique).
- Goley, P. D. et J. M. Straley. 1994. Attack on gray whales (*Eschrichtius robustus*) in Monterey Bay, California, by killer whales *Orcinus orca* previously identified in Glacier Bay, Alaska. *Canadian Journal of Zoology* 72:1528-1530.

- Government of Canada. 2022. 2022 management measures to protect Southern Resident killer whales. <https://www.pac.dfo-mpo.gc.ca/fm-gp/mammals-mammiferes/whales-baleines/srkw-measures-mesures-ers-eng.html> [consulté en septembre 2023]. [Également disponible en français : Gouvernement du Canada. 2022. Mesures de gestion de 2022 pour protéger les épaulards résidents du sud. <https://www.pac.dfo-mpo.gc.ca/fm-gp/mammals-mammiferes/whales-baleines/srkw-measures-mesures-ers-fra.html>.]
- Groskreutz, M.J., J.W. Durban, H. Fearnbach, L.G. Barrett-Lennard, J.R. Towers et J.K.B. Ford. 2019. Decadal changes in adult size of salmon-eating killer whales in the eastern North Pacific. *Endangered Species Research* 40:183-188.
- Hall, A.J., O.I. Kalantzi et G.O. Thomas. 2003. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in grey seals during the first year of life – are they thyroid hormone endocrine disrupters? *Environmental Pollution* 126: 29-37.
- Hanson, M.B., Baird, R.W., Ford J.K.B., Hempelmann-Halos, J., Van Doornik, D.M., Candy, J.R., Emmons, C.K., Schorr, G.S., Gisborne, B., Ayres, K.L., Wasser, S.K., Balcomb, K.C., Balcomb-Bartok, K., Sneva, J.G. et Ford, M.J. 2010. Species and stock identification of prey consumed by endangered southern resident killer whales in their summer range. *Endangered Species Research* 11:69-82.
- Hanson, M.B., E.J. Ward, C.K. Emmons, M.M. Holt et D.M. Holzer. 2017. Assessing the movements and occurrence of Southern Resident Killer Whales relative to the U.S. Navy's Northwest Training Range Complex in the Pacific Northwest. Prepared for: U.S. Navy, U.S. Pacific Fleet, Pearl Harbor, HI. Prepared by: National Oceanic and Atmospheric Administration, Northwest Fisheries Science Center under MIPR N00070-15-MP-4C363. 30 June 2017. 23 pp.
- Hartwell, S.I. 2004. Distribution of DDT in sediments off the central California coast. *Marine Pollution Bulletin* 49: 299-305.
- Hartwig, L. 2009. Mapping traditional knowledge related to the identification of ecologically and biologically significant areas in the Beaufort Sea. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2895. Fisheries and Oceans Canada. <http://publications.gc.ca/site/eng/9.619632/publication.html>.
- Heard, W.R., E. Shevlyakov, O.V. Zikunova et R.E. McNicol. 2007. Chinook salmon – trends in abundance and biological characteristics. *North Pacific Anadromous Fish Commission Bulletin No. 4*:77-91.
- Heberden, C. 2022. Anticipated Salish Sea vessel traffic increases spark calls for more environmental protections. *Salish Current*, January 28, 2022. <https://salish-current.org/2022/01/28/anticipated-salish-sea-vessel-traffic-increases-spark-calls-for-more-environmental-protections/>. [consulté en août 2022].
- Heide-Jørgensen, M.P. 1988. Occurrence and hunting of killer whales in Greenland. *Rit Fiskideildar* 11: 115-135.

- Herman, D. P., D.G. Burrows, P.R. Wade, J.W. Durban, C. Matkin, R.G. LeDuc, L.G. Barrett-Lennard et M.M. Krahn. 2005. Feeding ecology of eastern North Pacific killer whales *Orcinus orca* from fatty acid, stable isotope, and organochlorine analyses of blubber biopsies Marine Ecology Progress Series. 302: 275-291.
- Hickie, B.E., R.W. Macdonald, J.K.B. Ford et P.S. Ross. 2007. Killer whales *Orcinus orca* face protracted health risks associated with lifetime exposure to PCBs. Environmental Science and Toxicology 41: 6613-6619.
- Higdon, J.W., T. Byers, L. Brown et S.H. Ferguson. 2013. Observations of killer whales (*Orcinus orca*) in the Canadian Beaufort Sea. Polar Record 49(250):307-314.
- Higdon, J.W. et S.H. Ferguson. 2009. Loss of Arctic sea ice causing punctuated change in sightings of killer whales (*Orcinus orca*) over the past century. Ecological Applications 19: 1365–1375. <https://doi.org/10.1890/07-1941.1>
- Higdon, J.W., Hauser, D.D.W. et Ferguson, S.H. 2012. Killer whales (*Orcinus orca*) in the Canadian Arctic: Distribution, prey items, group sizes, and seasonality. Marine Mammal Science 28(2): E93–E109. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2011.00489.x>
- Higdon, J.W., K.H. Westdal et S.H. Ferguson. 2014. Distribution and abundance of killer whales (*Orcinus orca*) in Nunavut, Canada – an Inuit knowledge survey. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 94:1293-1304. <https://doi.org/10.1017/S0025315413000921>
- Hilborn, R., S.P. Cox, F.M.D. Gulland, D.G. Hankin, N.T. Hobbs, D.E. Schindler et A.W. Trites. 2012. The Effects of Salmon Fisheries on Southern Resident Killer Whales: Final Report of the Independent Science Panel. Prepared with the assistance of D.R. Marmorek and A.W. Hall, ESSA Technologies Ltd., Vancouver, B.C. for National Marine Fisheries Service (Seattle. WA) and Fisheries and Oceans Canada (Vancouver. BC). Xv + 61 pp. + Appendices.
- Hildebrand, J. 2009. Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. Marine Ecology Progress Series 395:5-20.
- Hoelzel, A.R., M.E. Dahlheim et J. Stern. 1998. Low genetic variation among killer whales *Orcinus orca* in the eastern North Pacific and genetic differentiation between foraging specialists. Journal of Heredity 89: 121-128.
- Hoelzel, A.R., A. Natoli, M.E. Dahlheim, C. Olavarria, R.W. Baird et N.A. Black. 2002. Low worldwide genetic diversity in the killer whale *Orcinus orca*: implications for demographic history. Proceedings of the Royal Society of London, Biological Sciences, Series B. 269:1467-1473.
- Hoelzel, A.R., J. Hey, M.E. Dahlheim, C. Nicholson, V. Burkanov et N. Black. 2007. Evolution of population structure in a highly social top predator, the killer whale. Molecular Biology and Evolution 24:1407-1415.
- Holt, M.M., D.P. Noren, V. Veirs, C.K. Emmons et C. Veirs. 2008. Speaking up: Killer whales (*Orcinus orca*) increase their call amplitude in response to vessel noise. Journal of the Acoustical Society of America 125(1):EL27-EL32. <https://doi.org/10.1121/1.3040028>

- Holt, M.M., J.B. Tennessen, E.J. Ward, M.B. Hanson, C.K. Emmons, D.A. Giles et J.T. Hogan. 2021. Effects of vessel distance and sex on the behavior of endangered killer whales. *Frontiers in Marine Science* 7:582182. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.582182>.
- Hooper, K. et T.A. McDonald. 2000. The PBDEs: an emerging environmental challenge and another reason for breast-milk monitoring programs. *Environmental Health Perspectives* 108: 387- 392.
- Hudec, A. et V. Penick. 2003. British Columbia Offshore Oil and Gas Law, 2003 41-1 Alberta Law Review 101, 2003 CanLII Docs 152. <https://canlii.ca/t/2d9d> [consulté en septembre 2023].
- IWC (International Whaling Commission). 2006. Report of the IWC Scientific Committee Workshop on Habitat Degradation. *Journal of Cetacean Research and Management* 8 (Supplement):313-335.
- IWC (International Whaling Commission). 2023. Ocean Noise. <https://iwc.int/management-and-conservation/environment/anthropogenic-sound> [consulté en décembre].
- Jarvela Rosenberger, A.L., M. MacDuffee, A.G. Rosenberger et P.S. Ross. 2017. Oil spills and marine mammals in British Columbia, Canada: development and application of a risk-based conceptual framework. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 73:131-153.
- Jepson, P., R. Deaville, J. Barber, A. Aguilar, A. Borrell, S. Murphy, J. Barry, A. Brownlow, J. Barnett, S., S. Berrow, A. Cunningham, N. Davison, M. Doeschate, R. Esteban, M. Ferreira, A. Foote, T. Genov, J. Gimenez, J. Loveridge, A. Llavona, V. Martin, D. Maxwell, A. Papachlimitzou, R. Penrose, M. Perkins, B. Smith, R. de Stephanis, N. Tregenza, P. Verborgh, A. Fernandez et R. Law. 2016. PCB pollution continues to impact populations of orcas and other dolphins in European waters. *Scientific Reports* 6:18573. <https://doi.org/10.1038/srep18573>
- Johnson, L. Comm. pers. 2023. *Lettre à J. Ford*. Février 16 2023. Président, Comité mixte de gestion des pêches Maa-nulth, Port Alberni (Colombie-Britannique).
- Jourdain, E., L.G. Barrett-Lennard, G.M. Ellis, J.K.B. Ford, R. Karoliussen, J.R. Towers et D. Vongraven 2021. Natural entrapments of killer whales: A review of cases and assessment of intervention techniques. *Frontiers in Conservation Science* 2:707616. <https://doi.org/10.3389/fcosc.2021.707616>
- Jourdain, E., F. Ugarte, G.A. Víkingsson, F.I.P. Samarra, S.H. Ferguson, J. Lawson, D. Vongraven et G. Desportes. 2019. North Atlantic killer whale *Orcinus orca* populations: a review of current knowledge and threats to conservation. *Mammal Review* 49(4):384-400.
- Joy, R., D. Tollit, J. Wood, A. MacGillivray, Z. Li, K. Trounce et O. Robinson. 2019. Potential benefits of vessel slowdowns on endangered Southern Resident Killer Whales. *Frontiers in Marine Science* 6:344. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00344>

- Kardos, M., Y. Zhang, K.M. Parsons, H. Kang, X. Xu, X. Liu, C.O. Matkin, P. Zhang, E.J. Ward, M.B. Hanson, C. Emmons, M.J. Ford, G. Fan et S. Li. 2023. Inbreeding depression explains killer whale population dynamics. *Nature Ecology & Evolution*: 1-12. <https://doi.org/10.1038/s41559-023-01995-0>.
- Ketchen, K.S. 1986. The Spiny Dogfish (*Squalus acanthias*) in the Northeast Pacific and a history of its utilization. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 88: 78 pp. [Également disponible en français : Ketchen, K.S. 1986. L'aiguillat commun (*Squalus acanthias*) dans le nord-est du Pacifique et histoire de son utilisation. Publication spéciale canadienne des sciences halieutiques et aquatiques 88, 81 p.]
- Kiszka, J.M., M. Caputo et R. Fielding. 2021. Feeding ecology of the elusive Caribbean killer whales inferred from Bayesian stable isotope mixing models and whalers' ecological knowledge. *Frontiers in Marine Science* 8:648421. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.648421>
- Krahn, M.M., P.R. Wade, S.T. Kalinowski, M.E. Dahlheim, B.L. Taylor, M.B. Hanson, G.M. Ylitalo, R.P. Angliss, J.E. Stein et R.S. Waples. 2002. Status review of Southern Resident killer whales *Orcinus orca* under the Endangered Species Act. U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-NWFSC-54. 133p.
- Krahn, M.M., M.J. Ford, W.F. Perrin, P.R. Wade, R.P. Angliss, M.B. Hanson, B.L. Taylor, G.M. Ylitalo, M.E. Dahlheim, J.E. Stein et R.S. Waples. 2004. 2004 Status review of southern resident killer whales *Orcinus orca* under the Endangered Species Act. U.S. Dept. Commerce, NOAA Tech. Memo. NMFSNWFSC- 62, 73 p. Technical Memorandum NMFS-NWFSC-62, U.S. Department of Commerce, Seattle, Washington.
- Krahn, M.M., M.B. Hanson, R.W. Baird, R.H. Boyer, D.G. Burrows, C.K. Emmons, J.K.B. Ford, L.L. Jones, D P. Noren, P.S. Ross, G.S. Schorr et T.K. Collier. 2007a. Persistent organic pollutants and stable isotopes in biopsy samples (2004/2006) from Southern Resident killer whales. *Marine Pollution Bulletin* 54 (2007) 1903–1911.
- Krahn, M.M., M.B. Hanson, G.S. Schorr, C.K. Emmons, D.G. Burrows, J.L. Bolton, R.W. Baird et G.M. Ylitalo. 2009. Effects of age, sex and reproductive status on persistent organic pollutant concentrations in “Southern Resident” killer whales. *Marine Pollution Bulletin* 58:1522–1529.
- Krahn, M.M., D.P. Herman, C.O. Matkin, J.W. Durban, L. Barrett-Lennard, D.G. Burrows, M.E. Dahlheim, N. Black, R.G. LeDuc et P. R. Wade. 2007b. Use of chemical tracers in assessing the diet and foraging regions of eastern North Pacific killer whales. *Marine Environmental Research* 63: 91-114.
- Kuningas, S., T. Similä et P.S. Hammond. 2014. Population size, survival and reproductive rates of northern Norwegian killer whales (*Orcinus orca*) in 1986-2003. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 94: 1277–1291.

- Kucheravy, C.E., Lefort, K.J., Matthews, C.J.D., Petersen, S.D., Higdon, J.W. et Ferguson, S.H. 2023. Killer whale photographic-identification catalogue for the Tallurutiup Imanga National Marine Conservation Area and Cumberland Sound, 2009- 2020. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 3564: v + 58 p. https://publications.gc.ca/collections/collection_2023/mpo-dfo/Fs97-6-3564-eng.pdf [consulté en décembre 2023].
- Lacy, R.C., K.C. Balcomb III, L.J.N. Brent, D.P. Croft, C.W. Clark et P.C. Paquet. 2015. Report on Population Viability Analysis model investigation of threats to the Southern Resident Killer Whale population from Trans Mountain Expansion Project. Attachment E, Ecojustice – Written evidence of Raincoast Conservation Foundation (A70286). National Energy Board. 120 pp. <https://docs2.cer-rec.gc.ca/ll-eng/llisapi.dll/fetch/2000/90464/90552/548311/956726/2392873/2449925/2451399/2784878/C291-1-6 - Attachment E to written evidence of Raincoast - Population Viability Analysis - Dr Lacy et al. - A4L9G2.pdf?nodeid=2785095&vernum=-2> [consulté en novembre 2022].
- Lacy, R.C., R. Williams, E. Ashe, K.C. Balcomb III, L.J.N. Brent, C.W. Clark, D.P. Croft, D.A. Giles, M. MacDuffee et P.C. Paquet. 2017. Evaluating anthropogenic threats to endangered killer whales to inform effective recovery plans. Scientific Reports 7:14119.
- Laidre, K.L., M.P. Heide-Jørgensen et J. Orr. 2006. Reactions of narwhals, *Monodon monoceros*, to killer whale, *Orcinus orca*, attacks in the eastern Canadian Arctic. Canadian Field-Naturalist 120(4):457-465. <https://doi.org/10.22621/cfn.v120i4.355>
- Laundré, J.W., L. Hernández et K.B. Altendorf. 2001. Wolves, elk, and bison: Reestablishing the “landscape of fear” in Yellowstone National Park, USA. Canadian Journal of Zoology 79:1401-1409.
- Lavoie, J. 2012. Killer-whale fears sideline turbines. Victoria Times Colonist. <https://www.timescolonist.com/local-news/killer-whale-fears-sideline-turbines-4564743> [consulté en décembre 2023].
- Lawson, J. Comm. pers. 2023. Correspondance par courriel adressée à J. Ford. Septembre 2023. Centre des pêches de l’Atlantique Nord-Ouest, MPO, St. John’s (Terre-Neuve-et-Labrador).
- Lawson, J.W. et T.S. Stevens. 2013. Historic and current distribution patterns, and minimum abundance of killer whales (*Orcinus orca*) in the north-west Atlantic. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 94(6):1253-1265. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0025315413001409>.
- Lawson, J., T. Stevens et D. Snow. 2007. Killer whales of Atlantic Canada, with particular reference to the Newfoundland and Labrador region. Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2007/062. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/Library/333996.pdf>.
- Lefort, K.J. 2020. The demography of Canadian Arctic Killer Whales. Mémoire de maîtrise ès sciences, Department of Biological Sciences, University of Manitoba, Winnipeg. 100 pp.

- Lefort, K.J., C.J. Garroway et S.H. Ferguson. 2020b. Killer whale abundance and predicted narwhal consumption in the Canadian Arctic. *Global Change Biology* 26(8):4276-4283. <https://doi.org/10.1111/gcb.15152>
- Lefort, K.J., C.J.D. Matthews, J.W. Higdon, S.D. Petersen, K.H. Westdal, C.J. Garroway et S.H. Ferguson. 2020a. A review of Canadian Arctic killer whale (*Orcinus orca*) ecology. *Canadian Journal of Zoology* 98:245-253.
- Lesage, V., J-F. Gosselin, M. Hammill, M.C.S. Kingsley et J. Lawson. 2007. Ecologically and biologically significant areas (EBSAs) in the estuary and Gulf of St. Lawrence- a marine mammal perspective. Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2007/046. 1-94 pp.
- Lusseau, D., D.E. Bain, R. Williams et J.C. Smith 2009. Vessel traffic disrupts the foraging behavior of southern resident killer whales *Orcinus orca*. *Endangered Species Research* 6:211-221. <https://doi.org/10.3354/esr00154>
- Madrigal, B.C., J.L. Crance, C.L. Berchok et A.K. Stimpert. 2021. Call repertoire and inferred ecotype presence of killer whales (*Orcinus orca*) recorded in the southeastern Chukchi Sea. *The Journal of the Acoustical Society of America* 150(1): 145-158.
- Matkin, C.O., L.G. Barrett-Lennard, H. Yurk, D. Ellifrit et A.W. Trites. 2007. Ecotypic variation and predatory behavior among killer whales *Orcinus orca* off the eastern Aleutian Islands, Alaska. *Fishery Bulletin* 105:74-87.
- Matkin, C. O., J. W. Durban, E. L. Saulitis, R. D. Andrews, J. M. Straley, D. R. Matkin et G. M. Ellis. 2012. Contrasting abundance and residency patterns of two sympatric populations of transient killer whales (*Orcinus orca*) in the northern Gulf of Alaska. *Fishery Bulletin*, U.S. 110:143-155.
- Matkin, C.O., G. M. Ellis, E. L. Saulitis, L. G. Barrett-Lennard et D. R. Matkin. 1999. *Killer Whales of Southern Alaska*. North Gulf Oceanic Society, Homer, Alaska.
- Matkin, C.O., E.L. Saulitis, G.M. Ellis, P. Olesiuk et S. D. Rice. 2008. Ongoing population-level impacts on killer whales *Orcinus orca* sixteen years following the *Exxon Valdez* oil spill in Prince William Sound, Alaska. *Marine Ecology Progress Series* 356: 269-281.
- Matkin, C.O., J.W. Testa, G.M. Ellis et E.L. Saulitis. 2014. Life history and population dynamics of southern Alaska resident killer whales (*Orcinus orca*). *Marine Mammal Science* 30(2):460-479.
- Matthews, C.J.D. et S.H. Ferguson. 2013. Spatial segregation and similarly trophic-level diet among eastern Canadian Arctic / Northwest Atlantic Killer Whales inferred from bulk and compound specific isotopic analysis. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 94:1343-1355. <https://doi.org/10.1017/S0025315413001379>
- Matthews, C.J.D., J.W. Lawson et S.H. Ferguson. 2021. Amino acid $\delta^{15}\text{N}$ differences consistent with killer whale ecotypes in the Arctic and Northwest Atlantic. *PloS ONE* <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0249641>

- Matthews, C.J.D., S.P. Luque, S.D., Petersen, R.D. Andrews et S.H. Ferguson 2011. Satellite tagging of a killer whale (*Orcinus orca*) in the eastern Canadian Arctic documents ice avoidance and rapid, long-distance movement into the North Atlantic. *Polar Biology* 34: 1091-1096.
- Matthews, C.J.D., S.A. Raverty, D.P. Noren, L. Arragutainaq et S.H. Ferguson. 2019. Ice entrapment mortality may slow expanding presence of Arctic killer whales. *Polar Biology* <https://doi.org/10.1007/s00300-018-02447-3>.
- McInnes, J.D., C.R. Mathieson, P.J. West-Stap, S.L. Marcos, V.L. Wade, P.A. Olson et A.W. Trites. 2021. Transient killer whales of central and northern California and Oregon: A catalog of photo-identified individuals. U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFSC-644. <https://doi.org/10.25923/60y3-5m49>.
- Meggs, G. 2023. A Vancouver company wants to mine deep below the sea but ocean experts say that's a terrible idea. *West Coast Now*.
- Melville, G.E. En révision. Whither this whale: an Orca (*Orcinus orca*) – Atlantic White-sided Dolphin (*Lagenorhynchus acutus*) facultative collaboration and its forage environment. *Canadian Field-Naturalist*.
- MERS (Marine Education and Research Society). 2019. To kill seals and sea lions?
- Miller, P.J.O., R.N. Antunes, P.J. Wensveen, F.I.P. Samarra, A.C. Alves, P.L. Tyack, P.H. Kvasdheim, L. Kleivane, F.-P.A. Lam, M.A. Ainslie et L. Thomas. 2014. Dose-response relationships for the onset of avoidance of sonar by free-ranging killer whales. *Journal of the Acoustical Society of America* 135(2):975-993.
- Mitchell, E. 1975. Porpoise, Dolphin and Small Whale Fisheries of the World. Status and problems. IUCN Monograph 3, Morges, Switzerland. 129 pp.
- Moore, R.C., L. Loseto, M. Noel, A. Etemadifar, S. MacPhee, L. Bendell et P.S. Ross. 2020. Microplastics in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the eastern Beaufort Sea. *Marine Pollution Bulletin* 150: 110712.
- Moore, R.C., M. Noel, A. Etemadifar, L. Loseto, A.M. Posacka, L. Bendell et P.S. Ross. 2022. Microplastics in beluga whale (*Delphinapterus leucas*) prey: An exploratory assessment of trophic transfer in the Beaufort Sea. *Science of the Total Environment* 860, Part 1: 150201. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150201>.
- Morin, P.A., F.I. Archer, A.D. Foote, J. Vilstrup, E.E. Allen, P.R. Wade, J.W. Durban, K.M. Parsons, R. Pitman, L. Li, P. Bouffard, S.C. Abel Nielsen, M. Rasmussen, E. Willerslev, M.T.P. Gilbert et T. Harkins. 2010. Complete mitochondrial genome phylogeographic analysis of killer whales (*Orcinus orca*) indicates multiple species. *Genome Research*, 20:908-916.
- Morin, P.A., Parsons, K.M., Archer, F.I., Ávila-Arcos, M.C., Barrett-Lennard, L.G., Dalla Rosa, L., Duchêne, S., Durban, J.W., Ellis, G.M., Ferguson, S.H., Ford, J.K.B., Ford, M.J., Garilao, C., Gilbert, M.T.P., Kaschner, K., Matkin, C.O., Peterson, S.D., Robertson, K.M., Visser, I.N., Wade, P.R., Ho, S.Y.W. et Foote, A.D. 2015. Geographic and temporal dynamics of a global radiation and diversification in the killer whale. *Molecular Ecology*, 24(15):3964-3979.

- Morton, A.B. et H.K. Symonds. 2002. Displacement of *Orcinus orca* (L.) by high amplitude sound in British Columbia, Canada. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 71-80.
- Muir, D.C. G., R.G. Shearer, J. Van Oostdam, S.G. Donaldson et C. Furgal. 2005. Contaminants in Canadian Arctic biota and implications for human health: Preface. *Science of the Total Environment* 351-352: 1-3.
- Murray, C.C., L.C. Hannah, T. Doniol-Valcroze, B.M. Wright, E.H. Stredulinsky, J.C. Nelson, A. Locke et R.C. Lacy. 2021. A cumulative effects model for population trajectories of resident killer whales in the Northeast Pacific. *Biological Conservation* 257:109124.
- Muto, M.M., V. T. Helker, B. J. Delean, N. C. Young, J. C. Freed, R. P. Angliss, N. A. Friday, P. L. Boveng, J. M. Breiwick, B. M. Brost, M. F. Cameron, P. J. Clapham, J. L. Crance, S. P. Dahle, M. E. Dahlheim, B. S. Fadely, M. C. Ferguson, L. W. Fritz, K. T. Goetz, 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, K. L. Sweeney, R. G. Towell, P. R. Wade, J. M. Waite et A. N. Zerbini. 2021. Alaska marine mammal stock assessments, 2020. NOAA Technical Memorandum-AFSC-421.
- NAMMCO. 2022. Catches in NAMMCO member countries since 1992. North Atlantic Marine Mammal Commission, Tromsø, Norway. <https://nammco.no/marine-mammal-catch-database/> [consulté en septembre 2023].
- NATO (North Atlantic Treaty Organization). 2019. NATO navies arrive in Halifax for Cutlass Fury, largest such naval exercise in decades. https://www.nato.int/cps/en/natohq/news_168591.htm?selectedLocale=en [consulté en décembre 2023]. [Également disponible en français : OTAN (Organisation du Traité de l'Atlantique Nord). 2019. Arrivée de forces navales des pays de l'OTAN à Halifax pour Cutlass Fury, le plus grand exercice naval de ce type depuis des décennies. https://www.nato.int/cps/en/natohq/news_168591.htm?selectedLocale=fr].
- Nelson, B.W., Walters, C.J., Trites, A.W. et McAllister, M.K., 2019. Wild Chinook salmon productivity is negatively related to seal density and not related to hatchery releases in the Pacific Northwest. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 76(3), pp.447-462.
- Nelson, B.W., Walters, C.J., Trites, A.W. et McAllister, M.K. 2023. Comparing lethal and non-lethal methods of active population control for harbor seals in British Columbia. *The Journal of Wildlife Management*, 87(5), p.e22400.

- Nicholson, P. 2023. Catching the Wind:How Atlantic Canada Can Become an Energy Superpower. Public Policy Forum. <https://ppforum.ca/wp-content/uploads/2023/10/CatchingTheWind-AtlanticCanadaEnergySuperpower-PPF-Oct2023-EN.pdf> [Accessed December 2023]. [Également disponible en français : Nicholson, P. 2023. Le vent en poupe – Comment le Canada atlantique peut devenir une superpuissance énergétique. Forum des politiques publiques. <https://ppforum.ca/wp-content/uploads/2023/10/CanadaAtlantiquePeutDevenirUneSuperpuissanceEnergetique-FPP-Oct2023-FRE.pdf>.]
- Nielsen, M.L.K., Ellis, S., Towers, J.R., Doniol-Valcroze, T., Franks, D.W., Cant, M.A., Weiss, M.N., Johnstone, R.A., Balcomb III, K.C., Ellifrit, D.K. et Croft, D.P. 2021. A long postreproductive life span is a shared trait among genetically distinct killer whale populations. *Ecology and Evolution*, 11(13):9123-9136.
- NOAA. 2020. Endangered Species Act (ESA) Section 7(a)(2) Biological Opinion and Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act Essential Fish Habitat Response: Continued Operation and Maintenance of the Columbia River System. NMFS Consultation Number: WCRO 2020-00112. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/26460> [consulté en septembre 2023].
- NOAA. 2022. The Mystery of the Entangled Oregon Orca. <https://www.fisheries.noaa.gov/feature-story/mystery-entangled-oregon-orca> [consulté en décembre 2023].
- NOAA. 2023. List of fisheries summary tables. <https://www.fisheries.noaa.gov/national/marine-mammal-protection/list-fisheries-summary-tables#table-1---commercial-fisheries-in-the-pacific-ocean> [consulté en décembre 2023].
- NRC (National Research Council). 2003. Ocean Noise and Marine Mammals. National Research Council, National Academies Press, Washington, D.C.
- NRC (National Research Council). 2005. Marine Mammal Populations and Ocean Noise. Determining when Noise Causes Biologically Significant Effects. National Research Council, National Academies Press, Washington, D.C. <https://www.nrc.gov/docs/ML1434/ML14345A574.pdf>.
- Nowacek, D. P., Thorne, L. H., Johnston, D. W. et Tyack, P. L. 2007. Responses of cetaceans to anthropogenic noise. *Mammal Review* 37: 81–115.
- Nunatsiaq News. 2022. Orca harvested in Pond Inlet. <https://nunatsiaq.com/stories/article/orca-harvested-in-pond-inlet/> [consulté en octobre 2022].
- Nunavik Marine Region Wildlife Board. 2021. Consideration for Listing Bowhead Whale, Killer Whale, and Bottlenose Whale as Special Concern under the Species at Risk Act (SARA) <https://nmrb.ca/bottlenose-bowhead-killer-whale-written-hearing/>.

- Ocean Wise 2019. Whale Depredation Workshop Summary Report. Report of a workshop at the Vancouver Aquarium, prepared for Ocean Wise Conservation Foundation, 7-8 February 2018. DOI: 10.13140/RG.2.2.33910.47685. https://www.researchgate.net/publication/363091164_WHALE_DEPREDATION_WORKSHOP_SUMMARY_REPORT_2019/stats [consulté en mai 2023].
- Olesiuk, P.F., M.A. Bigg et G.M. Ellis. 1990. Life history and population dynamics of resident killer whales *Orcinus orca* in the coastal waters of British Columbia and Washington State. Report of the International Whaling Commission Special Issue 12:209-243.
- Olesiuk, P.F., G.M. Ellis et J.K.B. Ford. 2005. Life history and population dynamics of northern resident killer whales *Orcinus orca* in British Columbia. Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2005/045. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/324059.pdf> [consulté en novembre 2022] [Résumé disponible en français.]
- Øien, N. 1988. The distribution of killer whales (*Orcinus orca*) in the North Atlantic based on Norwegian catches, 1938-1981, and incidental sightings, 1967-1987. Rit Fiskideildar 11: 65-78.
- Overland, J., E. Dunlea, J.E. Box, R. Corell, M. Forsius, V. Kattsov, M.S. Olsen, J. Pawlak, L.-O. Reiersen et M. Wang. 2019. The urgency of Arctic change. Polar Science 21:6-13.
- Pacheedaht Heritage Project, Pacheedaht First Nation Treaty Department, and Traditions Consulting Services Inc. 2014. Pacheedaht First Nation traditional marine use and occupancy study (TMUOS) 2014. Preliminary Report. Pacheedaht First Nation, Port Renfrew BC. V + 80 pp.
- Pacific Navy News. 2020. Trident Fury 20. <https://www.lookoutnewspaper.com/trident-fury-20/> [consulté en décembre 2023].
- Parsons, E.C.M., S.J. Dolman, A.J. Wright, N.A. Rose et W.C.G. Burns. 2008. Navy sonar and cetaceans: Just how much does the gun need to smoke before we act? Marine Pollution Bulletin 56(7): 1248-1257.
- Parsons, K.M. Comm. pers. 2023. Correspondance par courriel adressée à J. Ford. Mai 2023. Molecular Genetics Lead, Conservation Biology Division, Northwest Fisheries Science Center, NOAA, Seattle, WA.
- Parsons, K. M., J. W. Durban, A. M. Burdin, V. N. Burkanov R. L. Pitman, J. Barlow, L. G. Barrett-Lennard, R. G. LeDuc, K. M. Robertson, C. O. Matkin et P. R. Wade. 2013. Geographic patterns of genetic differentiation among killer whales in the northern North Pacific. Journal of Heredity 104:737-754.
- Parsons, K.M., K.C. Balcomb, J.K.B. Ford et J.W. Durban. 2009. The social dynamics of southern resident killer whales and conservation implications for this endangered population. Animal Behaviour 77(4):963-971.

- Pedro, S., C. Boba, R. Dietz, C. Sonne, A. Rosing-Asvid, M. Hansen, A. Provatas et M.A. McKinney. 2017. Blubber depth, distribution and bioaccumulation of PCBs and organochlorine pesticides in Arctic-invading killer whales. *Science of the Total Environment* 601-602:237-246.
- Pilkington, J. Comm. pers. 2022. Correspondance par courriel et par téléphone avec J. Ford. Septembre 2022. Technicien de recherche, Station biologique du Pacifique, MPO, Nanaimo (Colombie-Britannique).
- Pitman, R. L. et Ensor, P. 2003. Three forms of killer whales (*Orcinus orca*) in Antarctic waters. *Journal of Cetacean Research and Management* 5(2): 131-139.
- Poncelet E, Barbraud, C. et Guinet C. 2010. Population dynamics of killer whales (*Orcinus orca*) in the Crozet Archipelago, southern Indian Ocean: a mark-recapture study from 1977 to 2002. *Journal of Cetacean Research and Management* 11:41–48.
- Port Metro Vancouver. 2015. Roberts Bank terminal 2 marine shipping supplemental report. S. 9.0, Human environment effects assessments. Port Metro Vancouver, Vancouver BC. 493 pp.
- Raverty, S., J. St. Leger, D.P. Noren, K. Burek Huntington, D.S. Rotstein, F.M.D. Gulland, J.K.B. Ford, M.B. Hanson, D.M. Lambourn, J. Huggins, M.A. Delaney, L. Spaven, T. Rowles, L. Barre, P. Cottrell, G. Ellis, T. Goldstein, K. Terio, D. Duffield, J. Rice et J.K. Gaydos. 2020. Pathology findings and correlation with body condition index in stranded killer whales (*Orcinus orca*) in the northeastern Pacific and Hawaii from 2004 to 2013. *PLoS ONE* 15(12): e0242505.
- Raverty, S.A., Rhodes, L.D., Zabek, E., Eshghi, A., Cameron, C.E., Hanson, M.B. et Schroeder, J.P. 2017. Respiratory microbiome of endangered southern resident killer whales and microbiota of surrounding sea surface microlayer in the Eastern North Pacific. *Scientific Reports*, 7(1):394. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-00457-5>
- Rayne, S., M.G. Ikonou, P.S. Ross, G. M. Ellis et L.G. Barrett-Lennard. 2004. PBDEs, PBBs, and PCNs in three communities of free-ranging killer whales *Orcinus orca* from the northeastern Pacific Ocean. *Environmental Science and Technology* 38: 4293-4299.
- Reeves, R.R., P.J. Ewens, S. Agbayani, M.P. Heide-Jørgensen, K.M. Kovacs, C. Lydersen, R. Suydam, W. Elliott, G. Polet, Y. van Dijk et R. Blijleven. 2014. Distribution of endemic cetaceans in relation to hydrocarbon development and commercial shipping in a warming Arctic. *Marine Policy* 44:375-389.
- Reeves, R., R.L. Pitman et J.K.B. Ford. 2017. *Orcinus orca*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T15421A50368125. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T15421A50368125.en> [consulté en juillet 2022].

- Remili, A., R. Dietz, C. Sonne, F.I.P. Samarra, A.H. Rikardsen, L. E. Kettner, S.H. Ferguson, C. A. Watt, C. J. D. Matthews, J. J. Kiszka, E. Jourdain, K. Borgå, A. Ruus, S.M. Grandquist, A. Rosing-Asvid et M. A. McKinney. 2023. Quantitative fatty acid signature analysis reveals a high level of dietary specialization in North Atlantic killer whales. *Journal of Animal Ecology* 92: 1216-1229. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13920>.
- Rice, A., Deecke, V.B., Ford, J.K.B, Pilkington, J.F., Oleson, E.M. et Hildebrand, J.A. 2017. Spatial and temporal occurrence of killer whale ecotypes off the outer coast of Washington State, USA. *Marine Ecology Progress Series* 572:255-268.
- Riera, A. 2012. Patterns of seasonal occurrence of sympatric killer whale lineages in waters off Southern Vancouver Island and Washington state, as determined by passive acoustic monitoring. *Mémoire de maîtrise ès sciences*, University of Victoria, BC.
- Riera, A., J.F. Pilkington, J.K.B. Ford, E.H. Stredulinsky et N.R. Chapman. 2019. Passive acoustic monitoring off Vancouver Island reveals extensive use by at-risk Resident killer whale (*Orcinus orca*) populations. *Endangered Species Research* 39:221–234. <https://doi.org/10.3354/esr00966>.
- Riesch, R., L. Barrett-Lennard, G. Ellis, J. Ford et V. Deecke. 2012. Cultural traditions and the evolution of reproductive isolation: Ecological speciation in killer whales? *Biological Journal of the Linnean Society* 106(1):1-17.
- Ritchie, E.G. et C.N. Johnson. 2009. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecology Letters* 12:982-998.
- Robeck, T.R. et S.L. Monfort. 2006. Characterization of male killer whale *Orcinus orca* sexual maturation and reproductive seasonality. *Theriogenology* 66: 242-250.
- Robeck, T.R., K. Willis, M.R. Scarpuzzi et J.K. O'Brien. 2015. Comparisons of life-history parameters between free-ranging and captive killer whale (*Orcinus orca*) populations for application toward species management. *Journal of Mammalogy* 96(5):1055-1070. [DOI:10.1093/jmammal/gyv113](https://doi.org/10.1093/jmammal/gyv113).
- Ross, P.S. 2000. Marine mammals as sentinels in ecological risk assessment. *Humans and Ecological Risk Assessment* 6: 29-46.
- Ross, P.S. 2006. Fireproof killer whales *Orcinus orca*: Flame retardant chemicals and the conservation imperative in the charismatic icon of British Columbia, Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 224-234.
- Ross, P.S., G.M. Ellis, M.G. Ikonumou, L.G. Barrett-Lennard et R.F. Addison. 2000. High PCB concentrations in free-ranging Pacific killer whales, *Orcinus orca*: effects of age, sex and dietary preference. *Marine Pollution Bulletin* 40:504-515.
- Ross, P.S., G. Ellis, J.K.B. Ford et L.G. Barrett-Lennard. 2002. Toxic chemical pollution and Pacific killer whales *Orcinus orca*. Pages 126-130 *in* Fourth International Orca Symposium and Workshops, September 23-28, 2002, CEBC-CNRS, France.

- Ross, P.S., S.J. Jeffries, M.B. Yunker, R.E. Addison, M.G. Ikonomou et J. C. Calambokidis. 2004. Harbour seals (*Phoca vitulina*) in British Columbia, Canada, and Washington State, USA, reveal a combination of local and global polychlorinated biphenyl, dioxin and furan signals. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23: 157-165.
- Salafsky, N., Salzer, D., Stattersfield, A.J., Hilton-Taylor, C.R.A.I.G., Neugarten, R., Butchart, S.H., Collen, B.E.N., Cox, N., Master, L.L., O'Connor, S. et Wilkie, D. 2008. A standard lexicon for biodiversity conservation: unified classifications of threats and actions. *Conservation Biology* 22:897-911.
- Samarra, F.I. et Miller, P.J. 2015. Prey-induced behavioural plasticity of herring-eating killer whales. *Marine Biology*, 162: 809-821.
- Schiermeier, Q. 2007. Polar research: the new face of the Arctic. *Nature*, 446(7132):133-136.
- Schnitzler, J.G., A. Reckendorf, M. Pinzone, M. Autenrieth, R. Tiedemann, A. Covaci, G. Malarvannan, A. Ruser, K. Das et U. Siebert. 2019. Supporting evidence for PCB pollution threatening global killer whale population. *Aquatic Toxicology* 206:102-104. DOI: [10.1016/j.aquatox.2018.11.008](https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2018.11.008).
- Schorr, G.S., M.B. Hanson, E.A. Falcone, C.K. Emmons, S.M. Jarvis, R.D. Andrews et E.M. Keen. 2022. Movements and diving behavior of the eastern North Pacific offshore killer whale (*Orcinus orca*). *Frontiers in Marine Science* 9:854893. Doi: 10.3389/fmars.2022.854893.
- Schulman-Janiger, A. 2022. Comm. pers. Correspondance par courriel adressée à J. Ford. Août 2022. California Killer Whale Project, Los Angeles, CA.
- Shabalina, O., Filatova, O.A., Ivkovich, T.V., Burdin, A.M., Hoyt, E. 2015. Killer whales of southeastern Kamchatka and the Commander islands: dynamics of occurrence and movement between areas. *Zoologicheskij Journal* 94(3):1-13.
- Sharpe, D.L., M. Castellote, P.R. Wade et L.A. Cornick. 2019. Call types of Bigg's killer whales (*Orcinus orca*) in western Alaska: using vocal dialects to assess population structure, *Bioacoustics* 28:74-99. <https://doi.org/10.1080/09524622.2017.1396562>.
- Shields, M.W. 2023. 2018–2022 Southern Resident killer whale presence in the Salish Sea: continued shifts in habitat usage. *PeerJ* 11:e15635 <https://doi.org/10.7717/peerj.15635>.
- Shields, M.W., J. Lindell et J. Woodruff. 2018a. Declining spring usage of core habitat by endangered fish-eating killer whales reflects decreased availability of their primary prey. *Pacific Conservation Biology* 24(2):189-193. <https://doi.org/10.1071/PC17041>.
- Shields, M.A., S. Hysong-Shimazu, J.C. Shields et J. Woodruff. 2018b. Increased presence of mammal-eating killer whales in the Salish Sea with implications for predator-prey dynamics. *PeerJ* 6:e6062 <https://doi.org/10.7717/peerj.6062>.
- Sih, A., A.M. Bell et J.L. Kerby. 2004. Two stressors are far deadlier than one. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 274-276.

- Sigurjónsson, J. et S. Leatherwood (editors). 1988. North Atlantic Killer Whales. Rit Fiskideildar, Journal of the Marine Research Institute, Reykjavik, Iceland, Vol. 11: 316 pp.
- Southall, B.L., Finneran, J. J., Reichmuth, C., Nachtigall, P.E., Ketten, D. R., Bowles, A. E., Ellison, W.T., Nowacek, D.P. et Tyack, P.L. 2019. Marine mammal noise exposure criteria: Updated scientific recommendations for residual hearing effects. *Aquatic Mammals* 45(2):125–232. <https://doi.org/10.1578/AM.45.2.2019.125>.
- Southall, B.L. et R. L. Gentry. 2005. NOAA's Ocean Acoustics Program: supporting science, management, and public education, Proceedings of OCEANS 2005 MTS/IEEE, Washington, DC, USA, 2005, pp. 1793-1795 Vol. 2, <https://doi.org/10.1109/OCEANS.2005.1640017>.
- Southall, B. L., Nowacek, D. P., Bowles, A. E., Senigaglia, V., Bejder, L. et Tyack, P. L. 2021. Marine mammal noise exposure criteria: Assessing the severity of marine mammal behavioural responses to human noise. *Aquatic Mammals* 47(5):421–464. <https://doi.org/10.1578/AM.47.5.2021.421>.
- Southall, B.L., D.P. Nowacek, P.J.O. Miller et P.L. Tyack. 2016. Experimental field studies to measure behavioral responses of cetaceans to sonar. *Endangered Species Research* 31:293-315.
- Sportelli, J.J., J.M. Jones, K.E. Frasier, K.H. Westdal, A.J. Ootoowak, J.W. Higdon et J.A. Hildebrand. 2022. Killer whale (*Orcinus orca*) pulsed calls in the eastern Canadian Arctic. *Arctic* 75:344-363.
- Steele, M., S. Dickinson, J. Zhang et R.W. Lindsay. 2015. Seasonal ice loss in the Beaufort Sea: Toward synchrony and prediction. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 120(2):1118-1132.
- Stephenson, S.A. et L. Hartwig. 2010. The Arctic Marine Workshop: Freshwater Institute Winnipeg, Manitoba, February 16-17, 2010. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2934, vi+67p. https://publications.gc.ca/collections/collection_2010/mpo-dfo/Fs97-4-2934-eng.pdf.
- Stevens, T.A., D.A. Duffield, E.D. Asper, K.G. Hewlett, A. Bolz, L.J. Gage et G.D. Bossart. 1989. Preliminary findings of restriction fragment differences in mitochondrial DNA among killer whales *Orcinus orca*. *Canadian Journal of Zoology* 67: 2592-2595.
- Stewart, J.D., J.W. Durban, H. Fearnbach, L.G. Barrett-Lennard, P.K. Casler, E.J. Ward et D.R. Dapp. 2021. Survival of the fattest: linking body condition to prey availability and survivorship of killer whales. *Ecosphere* 12(8): e03660. 10.1002/ecs2.3660.
- Stocks, C. 2023. From waves to watts: Tapping into vast potential of tidal energy. NS Energy. <https://www.nsenergybusiness.com/features/from-waves-to-watts-tapping-into-vast-potential-of-tidal-energy/> [consulté en décembre 2023].
- Stone, C.J. et M.L. Tasker. 2006. The effects of seismic airguns on cetaceans in UK waters. *Journal of Cetacean Research and Management* 8(3): 255-263.

- Stredulinsky, E., C.T. Darimont, L. Barrett-Lennard, G.M. Ellis et J.K.B. Ford. 2021. Family feud: permanent group splitting in a highly philopatric mammal, the killer whale (*Orcinus orca*). *Behavioural Ecology and Sociobiology* 75:56 <https://doi.org/10.1007/s00265-021-02992-8>.
- Tavares, S.B., F.I.P. Samarra, S. Pascoal, J.A. Graves et P.J.O. Miller. 2018. Killer whales (*Orcinus orca*) in Iceland show weak genetic structure among diverse isotopic signatures and observed movement patterns. *Ecology and Evolution* 8:11900–11913. <https://doi.org/10.1002/ece3.4646>.
- Taylor, B.L., S.J. Chivers, J. Larese et W.F. Perrin. 2007. Generation length and percent mature estimates for IUCN assessments of cetaceans. Administrative Report LJ-07-01. National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center, La Jolla, California.
- The Register-Guard. 2019. Permanent offshore oil drilling ban approved by Oregon legislature. <https://www.registerguard.com/story/news/2019/03/19/permanent-offshore-oil-drilling-ban/5672249007/> [consulté en décembre 2023].
- Thompson, P.M., D. Lusseau, T. Barton, D. Simmons, J. Rusin et H. Bailey. 2010. Assessing the responses of coastal cetaceans to the construction of offshore wind turbines. *Marine Pollution Bulletin* 60:1200-1208. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.03.030>.
- Towers, J.R. Comm. pers. 2022. Correspondance par courriel adressée à J. Ford. Août 2022. Technicien de recherche, Station biologique du Pacifique, MPO, Nanaimo (Colombie-Britannique).
- Towers, J.R., Pilkington, J.F., Gisborne, B., Wright, B.M., Ellis, G.M., Ford, J.K.B. et Doniol-Valcroze, T. 2020. Photo-identification catalogue and status of the northern resident killer whale population in 2019. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Science* 3371: iv + 69 p.
- Towers, J.R., G.J. Sutton, T.J.H. Shaw, M. Malleson, D. Matkin, B. Gisborne, J. Forde, D. Ellifrit, G.M. Ellis, J.K.B. Ford et T. Doniol-Valcroze. 2019. Photo-identification catalogue, population status, and distribution of Bigg's Killer Whales known from coastal waters of British Columbia, Canada. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 3311. https://publications.gc.ca/collections/collection_2019/mpo-dfo/Fs97-6-3311-eng.pdf.
- Tyack, P.L. et V.M. Janik. 2013. Effects of noise on acoustic signal production in marine mammals. Pp. 251-271 *In*: H. Brumm, H. (ed), *Animal Communication and Noise. Animal Signals and Communication*, vol 2. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-41494-7_9.
- Vancouver Fraser Port Authority. 2022. Enhancing Cetacean Habitat and Observation (ECHO) program. <https://www.portvancouver.com/environmental-protection-at-the-port-of-vancouver/maintaining-healthy-ecosystems-throughout-our-jurisdiction/echo-program/>. [Également disponible en français : Administration portuaire Vancouver-Fraser. 2022. Programme ECHO : Amélioration de l'observation et de l'habitat des cétacés. <https://www.portvancouver.com/fr/la-protection-de-lenvironnement-au-port-de-vancouver/la-sante-des-ecosystemes-sur-notre-territoire/echo-program/>.]

- Veirs, S., V. Veirs et J.D. Wood. 2016. Ship noise extends to frequencies used for echolocation by endangered killer whales. PeerJ 4: e1657. <https://peerj.com/articles/1657/>.
- Vongraven, D. et A. Bisther. 2014. Prey switching by killer whales in the north-east Atlantic: observational evidence and experimental insights, Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 94(6):1357-1365.
- Waite, J.M., N.A. Friday et S.E. Moore. 2002. Killer whale *Orcinus orca* distribution and abundance in the central and southeastern Bering Sea, July 1999 and June 2000. Marine Mammal Science 18:779-786.
- Walker, L.A., L.A. Cornell, K.D. Dahl, N.M. Czekala, C.M. Dargen, B. Joseph, A.J.W. Hsueh et B.L. Lasley. 1988. Urinary concentrations of ovarian steroid hormone metabolites and bioactive follicle-stimulating hormone in Killer Whales *Orcinus orca* during ovarian cycles and pregnancy. Biology of Reproduction 39: 1013-1020.
- Ward, E.J., Ford, M.J., Kope, R.G., Ford, J.K.B., Vélez-Espino, L.A., Parken, C.K., LaVoy, L., Hanson, M.B. and Balcomb, K.C. 2013. Estimating the impacts of Chinook salmon abundance and prey removal by ocean fishing on Southern Resident killer whale population dynamics. U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-NWFSC-123. 71 p. https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/4527/noaa_4527_DS1.pdf [consulté en septembre 2023].
- Ward, E.J., Holmes, E.E. et Balcomb, K.C. 2009. Quantifying the effects of prey abundance on killer whale reproduction. Journal of Applied Ecology 46: 632-640.
- Waring, G.T., E. Josephson, K. Maze-Foley et P.E. Rosel, editors. 2015. US Atlantic and Gulf of Mexico stock assessment reports – 2014. NOAA Technical Memorandum NMFS-NE-231.
- Wasser, S.K., J.I. Lundin, K. Ayres, E. Seely, D. Giles, K. Balcomb, J. Hempelmann, K. Parsons et R. Booth. 2017. Population growth is limited by nutritional impacts on pregnancy success in endangered southern resident killer whales (*Orcinus orca*). PLoS One 12(6): e0179824. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0179824>.
- Weilgart, L.S. 2007. The impacts of anthropogenic ocean noise on cetaceans and implications for management. Canadian Journal of Zoology 85:1091–1116. <https://doi.org/10.1139/Z07-101>
- Weir, C. R. et S.J. Dolman. 2007. Comparative review of the regional marine mammal mitigation guidelines implemented during industrial seismic surveys, and guidance towards a worldwide standard. Journal of International Wildlife Law and Policy 10:1-27.
- Westdal, K.H., Higdon, J.W. et Ferguson, S.H. 2013. Attitudes of Nunavut Inuit toward killer whales (*Orcinus orca*). Arctic 66(3):279-290.
- Westdal, K.H., J.W. Higdon et S.H. Ferguson. 2017. Review of killer whale (*Orcinus orca*) ice entrapments and ice-related mortality events in the Northern Hemisphere. Polar Biology 40:1467-1473.

- Whitehead, H. et J.K.B. Ford. 2018. Consequences of culturally-driven ecological specialization: Killer whales and beyond. *Journal of Theoretical Biology* 456:279-294.
- Wieland, M., A. Jones et S.C.P. Renn. 2009. Changing durations of southern resident killer whale (*Orcinus orca*) discrete calls between two periods spanning 28 years. *Marine Mammal Science* 26:195–201, doi: [10.1111/j.1748-7692.2009.00351.x](https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2009.00351.x).
- Williams, R., D.E. Bain, J.C. Smith et D. Lusseau. 2009. Effects of vessels on behaviour patterns of individual southern resident killer whales *Orcinus orca*. *Endangered Species Research* 6:199-209. <https://www.int-res.com/articles/esr2008/6/n006p199.pdf>.
- Williams, R., C. Erbe, E. Ashe, A. Beerman et J. Smith. 2014. Severity of killer whale behavioral responses to ship noise: a dose-response study. *Marine Pollution Bulletin* 79:254-260.
- Williams, R., D. Lusseau et P.S. Hammond. 2006. Estimating relative energetic costs of human disturbance to killer whales *Orcinus orca*. *Biological Conservation* 133: 301-311.
- Williams, R., L. Thomas, E. Ashe, C.W. Clark et P.S. Hammond. 2016. Gauging allowable harm limits to cumulative sublethal effects of human activities on wildlife: A case-study approach using two whale populations. *Marine Policy* 70:58-64.
- Williams, T.M., J.A. Estes, D.F. Doak et A.M. Springer. 2004. Killer appetites: assessing the role of predators in ecological communities. *Ecology* 85:3373-3384.
- Wolkers, H., Corkeron PJ, van Parijs SM, Similä T, van Bavel B (2007) Accumulation and transfer of contaminants in killer whales (*Orcinus orca*) from Norway: indications for contaminant metabolism. *Environmental Toxicology and Chemistry* 26: 1582–1590. <https://doi.org/10.1897/06-455r1.1>.
- Wood, S.K. 2022. Scientists make final bid to stop Port of Vancouver’s terminal expansion: “They can’t mitigate the consequences.” *The Narwhal* <https://thenarwhal.ca/port-of-vancouver-roberts-bank-scientists/>.
- Wright, B.M. Comm. pers. 2022. Correspondance par courriel adressée à J. Ford. Février et mars 2023. Biologiste chercheur, Pêches et Océans Canada, Nanaimo (Colombie-Britannique).
- Wright, B.M., E.H. Stredulinsky, G.M. Ellis et J.K.B. Ford. 2016. Kin-directed food sharing promotes lifetime natal philopatry of both sexes in a population of fish-eating killer whales, *Orcinus orca*. *Animal Behaviour* 115:81-95.
- WSAS (Washington State Academy of Sciences). 2022. Pinniped Predation on Salmonids in the Washington Portions of the Salish Sea and Outer Coast. Prepared for the Washington State Department of Fish and Wildlife by Washington State Academy of Sciences.

- Yamada, T.K., Y. Uni, M. Amano, R.L. Brownell, H. Sato, E. Ishikawa, I. Ezaki, K. Sasamori, T. Takahashi, Y. Masuda, T. Yoshida, Y. Tajima, M. Makara, K. Arai, T. Kakuda, A. Hayano, E. Sone, S. Nishida, H. Koike, A. Yatabe, T. Kubodera, Y. Omata, Y. Umeshita, M. Watarai, M. Tachibana, M. Sasaki, K. Murata, Y. Sakai, M. Asakawa, K. Miyoshi, S. Mihara, Y. Anan, T. Ikemoto, N. Kajiwara, T. Kunisue, S. Kamikawa, Y. Ochi, S. Yano et S. Tanabe. 2007. Biological indices obtained from a pod of killer whales entrapped by sea ice off northern Japan. International Whaling Commission, Cambridge, UK. Scientific Committee document SC/59/SM. 15 pp.
- Young, B.G., J.W. Higdon et S.H. Ferguson. 2011. Killer whale (*Orcinus orca*) photo-identification in the eastern Canadian Arctic. *Polar Research* 30:7203–7210.
- Yurk, H., L. Barrett-Lennard, J.K.B. Ford et C.O. Matkin. 2002. Cultural transmission within maternal lineages: vocal clans in resident Killer Whales in southern Alaska. *Animal Behaviour* 63:1103-1119.
- Zerbini, A.N., J.M. Waite, J.W. Durban, R. LeDuc, M.E. Dahlheim et P. Wade. 2007. Estimating abundance of killer whales in the nearshore waters of the Gulf of Alaska and Aleutian Islands using line-transect sampling. *Marine Biology* 150:1033-1045.

COLLECTIONS EXAMINÉES

Aucune collection n'a été examinée au cours de la préparation du présent rapport.

EXPERTS CONTACTÉS

- Doniol-Valcroze, T., chef, Programme de recherche sur les cétacés, Station biologique du Pacifique, Pêches et Océans Canada, Nanaimo (Colombie-Britannique).
- Ferguson, S., Pêches et Océans Canada, 501, University Crescent, Winnipeg (Manitoba).
- Hoyt, E., Whale and Dolphin Conservation, Royaume-Uni.
- Lawson, J., chef, Section des mammifères marins, Centre des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest, Pêches et Océans Canada, St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador).

REMERCIEMENTS

Environnement et Changement climatique Canada a financé la préparation du présent rapport. Graeme Ellis, Brian Gisborne, David Lee, Dwayne Leptizki, James Pilkington, Alisa Schulman-Janiger, Jared Towers et tous les membres du Sous-comité de spécialistes des mammifères marins du COSEPAC, ont fourni au rédacteur du rapport des données et/ou des conseils précieux. Nous sommes très reconnaissants de la contribution des participants aux réunions visant à préparer les calculateurs des menaces pour les cinq UD. Nathan Cardinal et le Sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones du COSEPAC, de même que Larry Johnson, du Comité des pêches des Maa-Nulth, ont apporté leur aide en matière de connaissances traditionnelles autochtones. Le présent rapport s'appuie sur le précédent rapport de situation du COSEPAC (2008), rédigé par Kathy Heise, Lance Barrett-Lennard et John Ford.

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DU RÉDACTEUR DU RAPPORT

Randall Reeves a été coprésident et membre du Sous-comité de spécialistes des mammifères marins du COSEPAC pendant neuf ans. Il a rédigé plusieurs rapports de situation du COSEPAC sur les mammifères marins au cours des 40 dernières années. Il est également président du groupe de spécialistes des cétacés de l'UICN et président du comité de conseillers scientifiques de la Marine Mammal Commission des États-Unis.

Annexe 1 Résultats du calculateur des menaces de l'UICN (un calculateur par UD)

Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème	Épaulard (<i>Orcinus orca</i>), population résidente du sud du Pacifique Nord-Est (UD1)		
Identification de l'élément		Code de l'élément	
Date (Ctrl + ";" pour la date d'aujourd'hui :	2023-03-30		
Évaluateurs :	Randall Reeves, John Ford, Hal Whitehead, Dwayne Lepitzki, Karen Timm, Greg Wilson, Shannan May-McNally, Andrew Trites, Kim Parsons, Viv Tulloch, Katie Kowarski, Thomas Doniol-Valcroze, Sheila Thornton, Rianna Burnham, Graeme Ellis, Rowshyra Castaneda, Sam Iverson, Jordan Hoffman, Erika Thorleifson, Alana Philips, Bronwyn Harvey, Jennifer Yakimishyn, Larry Johnson, Katarina Duke, Aline Carrier, Brett Freake, Carilia Horning		
Références :	Ébauche du rapport du COSEPAC et calculateur préparé par R. Reeves		
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	2	0
	C Moyen	1	3
	D Faible	2	2
Impact global des menaces calculé :		Très élevé	Élevé
Impact global des menaces attribué :	AB = Très élevé-élevé		
Ajustement de la valeur de l'impact global calculée – justifications :			
Impact global des menaces – commentaires	Durée de génération : 26-29 ans, la période d'évaluation de la gravité et de l'immédiateté est donc de 78 à 87 ans; l'espèce se nourrit de saumons chinooks et d'autres salmonidés; on s'attend à une baisse continue du nombre d'individus, mais l'ampleur de cette baisse est incertaine; dans le passé, un déclin de 15 % a été observé sur 2 générations; la qualité de l'habitat devrait diminuer; 46 individus matures, signes évidents d'une dépression de consanguinité; AVP : probabilité de disparition de 20 % sur 5 générations; répond au critère D1 de la catégorie « en voie de disparition » (2008); l'habitat essentiel a été désigné; le nombre extrêmement faible d'individus laisse croire que toute mortalité entraînerait un déclin de la population.		

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
1	Développement résidentiel et commercial		Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	
1.1	Zones résidentielles et urbaines						Les épaulards résidents du sud de la Colombie-Britannique (et de l'État de Washington) fréquentent les eaux côtières. En fait, une grande partie de l'habitat essentiel désigné se trouve à proximité de grandes zones urbaines et résidentielles. Bien qu'il soit difficile de préciser comment et à quel degré de gravité cette proximité affecte les animaux, il est presque certain qu'elle augmente la probabilité d'exposition à des menaces spécifiques telles que celles examinées aux sous-catégories 1.2, 3.3, 4.3, 5.4, 6.1, 9.1, 9.2, 9.3, 9.4, 9.5 et 9.6.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
1.2	Zones commerciales et industrielles		Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Même remarque qu'à 1.1. De plus, l'expansion du terminal de Roberts Bank, dans le port de Vancouver, pourrait avoir un impact important sur le stock de saumons chinooks du fleuve Fraser et, par conséquent, sur l'alimentation des épaulards résidents (https://thenarwhal.ca/port-of-vancouver-roberts-bank-scientists/ ; en anglais seulement) (7.3). La construction ou l'expansion en cours et à venir de centrales électriques, de chantiers navals (p. ex. terminaux de GNL) et de structures portuaires permanentes est un sujet de préoccupation. Des mesures d'atténuation sont nécessaires tant au niveau de la conception que de la construction et de l'exploitation des installations approuvées.
1.3	Zones touristiques et récréatives						Les stations balnéaires, les terrains de camping, les quais de plaisance et les zones où les gens font du kayak, de la planche à pagaie, etc. sont susceptibles de perturber les épaulards et de les pousser à s'éloigner au moins temporairement.
2	Agriculture et aquaculture						
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						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
2.4	Aquaculture en mer et en eau douce						<p>Une étude menée en Colombie-Britannique de 1985 à 2000 a montré que le bruit des dispositifs d'effarouchement acoustique des phoques utilisés dans les salmonicultures poussait les épaulards à s'éloigner des eaux à proximité (Morton et Symonds, 2002). Cet effet a apparemment pris fin lorsque l'on a cessé d'utiliser les dispositifs dans la zone (archipel Broughton). De tels dispositifs ne sont plus utilisés dans les installations aquacoles de la province, lesquelles ne sont pas connues pour représenter un risque élevé d'empêchement pour l'UD à l'heure actuelle. Toutefois, des installations (principalement des élevages de saumons ou de mollusques) existent dans certaines parties de l'aire de répartition de cette UD (p. ex. baie Clayoquot) et sont souvent relocalisées. Il est donc important d'au moins faire le suivi du développement de l'industrie, et de chercher à cibler les installations qui chevauchent l'habitat utilisé par les résidents du sud et de les examiner.</p>
3	Production d'énergie et exploitation minière						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
3.1	Forage pétrolier et gazier						L'exploitation pétrolière et gazière, y compris l'exploration, le forage et la production en mer (évalués ici), ainsi que le transport (p. ex. pétroliers; 5.4) entraînent des risques de déversements d'hydrocarbures (9.2). Le bruit associé aux activités connexes, telles que les études sismiques et le trafic maritime, peut perturber la communication et la recherche de nourriture des épaulards piscivores (9.6). Bien qu'il n'y ait actuellement aucune activité d'exploitation pétrolière et gazière en mer en Colombie-Britannique, des pétroliers traversent régulièrement les eaux de la province. Les changements climatiques actuels et futurs augmenteront les risques d'exposition aux hydrocarbures et aux bruits perturbateurs en Colombie-Britannique et dans les eaux à l'extérieur du Canada utilisées par les populations d'épaulards piscivores. L'effet dévastateur du déversement de pétrole brut de l' <i>Exxon Valdez</i> sur le groupe AB résident du sud de l'Alaska est un exemple édifiant de la vulnérabilité des épaulards piscivores (9.2).
3.2	Exploitation de mines et de carrières						L'exploitation minière en haute mer pour la recherche de nodules polymétalliques n'en est qu'à ses débuts, mais pourrait devenir une source de perturbation pour cette UD et/ou ses proies.
3.3	Énergie renouvelable						Le développement des énergies renouvelables en mer devrait se faire rapidement le long des côtes ouest de la Colombie-Britannique et des États-Unis, y compris dans les zones fréquentées par les épaulards résidents du sud. On s'attend à une certaine perturbation physique et acoustique des baleines lors du choix de site (relevés géophysiques à haute résolution) et de l'installation (battage de pieux, explosifs) de turbines, mais la plus grande préoccupation pourrait être l'augmentation du trafic maritime associée à ce type de développement. D'éventuels projets d'énergie houlomotrice et/ou marémotrice pourraient également toucher cette UD.
4	Corridors de transport et de service	C	Moyen	Généralisée (71-100 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	
4.1	Routes et voies ferrées						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
4.2	Lignes de services publics						
4.3	Voies de transport par eau	C	Moyen	Généralisée (71-100 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	Le trafic maritime est considéré comme une menace importante (et croissante) pour les épaulards résidents du sud. Les collisions avec des navires sont une cause connue de blessures graves et de mortalité (tant avec de petits bateaux rapides qu'avec de gros remorqueurs). La vitesse des navires a tendance à augmenter (en particulier celle des traversiers à grande vitesse), ce qui accroît le risque de collision. Bien que de telles collisions soient rarement signalées, on peut raisonnablement supposer que certaines ne sont pas détectées et ne sont donc pas signalées. Des mesures d'atténuation (p. ex. fermetures saisonnières au trafic maritime dans des zones spécifiques, limitations de vitesse volontaires et obligatoires) peuvent contribuer à réduire la gravité de la menace, mais leur efficacité doit être évaluée régulièrement, et des ajustements, apportés, le cas échéant (https://www.fisheries.noaa.gov/west-coast/endangered-species-conservation/regulations-vessel-effects-southern-resident-killer-whales ; https://www.pac.dfo-mpo.gc.ca/fm-gp/mammals-mammiferes/whales-baleines/srkw-measures-mesures-ers-eng.html ; en anglais seulement).
4.4	Corridors aériens						
5	Utilisation des ressources biologiques	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	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	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Les épaulards résidents du Pacifique Nord-Est sont depuis longtemps protégés contre les blessures ou la mise à mort délibérées (et la capture d'individus vivants aux fins d'observation publique et de recherche a pris fin dans les années 1970). On s'attend à ce qu'une protection complète par les lois soit maintenue. Toutefois, les prises accidentelles (empêchement dans les engins de pêche) se poursuivent et, bien qu'elles ne soient pas fréquentes ou élevées en termes absolus, elles peuvent constituer une menace importante pour les épaulards résidents des eaux britanno-colombiennes et adjacentes. La plupart des cas consignés concernent les filets maillants, mais les épaulards d'autres régions meurent aussi accidentellement dans des palangres et des chaluts désersaux. Outre l'empêchement proprement dit, les épaulards courent le risque d'ingérer des hameçons ou des leurres, et d'être blessés (abattus) par des pêcheurs qui cherchent à éliminer la prédation. Cette dernière menace pèse probablement plus fréquente sur les épaulards résidents du nord que sur les résidents du sud.
6	Intrusions et perturbations humaines	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
6.1	Activités récréatives	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Ciblés régulièrement et intensivement dans le cadre de l'« écotourisme » (observation des baleines), les épaulards résidents courent un risque élevé d'être dérangés par l'approche et la présence physique des navires et par leur bruit (9.6). La perturbation est considérée comme un facteur important affectant le potentiel de rétablissement des épaulards résidents du sud. Parmi les types d'effets du tourisme axé sur les baleines pour lesquels il existe des preuves empiriques, citons la perturbation à court terme du comportement (vitesses de nage plus rapides, changements de la trajectoire et du temps de plongée, modèles acoustiques compensatoires), la réduction du temps consacré à la recherche de nourriture et l'éloignement de l'habitat préféré. Des mesures d'atténuation, comme l'interdiction saisonnière du trafic maritime dans certaines parties des îles Gulf méridionales et l'obligation pour les navires de se tenir à au moins 400 m de distance, devraient réduire la gravité de cette menace dans une certaine mesure.
6.2	Guerre, troubles civils et exercices militaires		Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Les sonars militaires (9.6) et les exercices de tir réel en mer peuvent provoquer de graves perturbations comportementales et, dans certains cas, des dommages physiologiques, voire la mort de cétacés. On pense que les épaulards résidents du sud passent par des zones d'exercice naval et de tir réel (p. ex. le secteur Whiskey Golf [WG] dans le détroit de Georgia et le secteur Whiskey Hôtel [WH] dans le détroit Juan de Fuca). Des mesures d'atténuation peuvent contribuer à prévenir les effets, mais n'éliminent pas le risque. Le trafic maritime associé aux activités militaires peut entraîner des perturbations sonores (9.6) ainsi que des blessures ou la mort lors de collisions avec des navires (4.3).
6.3	Travail et autres activités		Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Il n'y a actuellement pas de biopsies ni d'activités de marquage des épaulards résidents du sud, mais les photographies prises à partir de navires et de drones continuent de faciliter le suivi de la population.
7	Modifications des systèmes naturels	BC	Élevé-moyen	Généralisée (71-100 %)	Élevée-moderée (11-70 %)	Élevée (continue)	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
7.1	Incendies et suppression des incendies						
7.2	Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages						
7.3	Autres modifications de l'écosystème	BC	Élevé-moyen	Généralisée (71-100 %)	Élevée-moderée (11-70 %)	Élevée (continue)	L'une des principales répercussions d'une grande variété d'activités humaines sur les épaulards résidents du sud est la réduction ou la modification de la disponibilité du saumon chinook, leur proie préférée. Le projet de terminal de Roberts Bank mentionné à 1.2 en est un bon exemple. La réduction anthropique de la productivité et de la capacité de charge de l'habitat de fraie, de croissance et de migration en eau douce (p. ex. par des barrages et des dérivations) dans le passé, les prélèvements à grande échelle dans le cadre des pêches hauturières et les conditions océaniques défavorables qui affectent la survie et la maturation des poissons juvéniles (dus au moins en partie aux changements climatiques) empêchent probablement le rétablissement de la population d'épaulards résidents du sud. Bien que le mécanisme d'effet soit incertain, il existe une forte corrélation inverse entre le taux de mortalité des épaulards résidents et l'abondance du saumon chinook ainsi qu'une corrélation positive importante entre le taux de natalité des épaulards résidents et l'abondance du saumon chinook. La famine ou une mauvaise alimentation due à un manque d'accès à des proies adéquates de haute qualité peut augmenter la sensibilité des baleines aux maladies et aux parasites. Cette sensibilité peut être amplifiée par les effets immunosuppresseurs et la réduction de la fécondité provoqués par les polluants (comme les PCB).
8	Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques						
8.1	Espèces ou agents pathogènes exotiques (non indigènes) envahissants						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
8.2	Espèces ou agents pathogènes indigènes problématiques						Bien qu'il existe des données selon lesquelles certains épaulards Nord-Est sont morts (ou ont au moins souffert) d'infections bactériennes telles que la sarcocystose et la toxoplasmose, il n'y a aucune raison de penser que les maladies constituent une menace actuelle pour les épaulards résidents du sud. La toxicose à l'acide domoïque est un problème majeur pour certains autres mammifères marins du Pacifique Nord-Est, mais il n'y a actuellement aucune preuve que c'est le cas pour cette UD. Il convient également de noter que la cryptococcose est omniprésente dans le Pacifique Nord-Est et qu'elle touche les marsouins et le phoque commun en Colombie-Britannique (G. Ellis, comm. Pers.).
8.3	Matériel génétique 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	BC	Élevé-moyen	Généralisée (71-100 %)	Élevée-moderée (11-70 %)	Élevée (continue)	Les épaulards ont tendance à avoir des teneurs tissulaires très élevées en produits chimiques toxiques (PCB, résidus de pesticides, composés ignifuges, etc.). Ces produits chimiques, dont certains provoquent ou sont suspectés de provoquer des troubles de la reproduction, des anomalies du squelette, des perturbations endocriniennes et des immunosuppressions, peuvent provenir de nombreuses sources et être transmis par l'air, par l'eau ou par le transfert maternel ou l'ingestion de proies contaminées.
9.1	Eaux usées et domestiques et urbaines						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
9.2	Effluents industriels et militaires						Les déversements d'hydrocarbures constituent une menace constante dans de nombreuses parties de l'aire de répartition de la population. Les baleines ne semblent pas éviter ces déversements, comme l'ont démontré un déversement de diesel dans le détroit de Johnstone en 2007 et le déversement tristement célèbre de l' <i>Exxon Valdez</i> en 1989 (dont le groupe de résidents le plus touché ne s'est toujours pas rétabli). On suppose que l'inhalation de vapeurs toxiques d'hydrocarbures est à l'origine du taux de mortalité très élevé.
9.3	Effluents agricoles et sylvicoles						
9.4	Déchets solides et ordures						L'ingestion de particules de microplastiques est une préoccupation émergente pour de nombreux organismes marins. L'empêchement dans des engins de pêche abandonnés (engins « fantômes ») constitue un autre problème, qui ne semble toutefois pas (encore) toucher les épaulards.
9.5	Polluants atmosphériques						
9.6	Apports excessifs d'énergie	BC	Élevé-moyen	Généralisée (71-100 %)	Élevée-moderée (11-70 %)	Élevée (continue)	Les perturbations acoustiques causées par les sons anthropiques (bruits) constituent une préoccupation majeure pour les épaulards. Les sources les plus préoccupantes sont les relevés géophysiques (y compris les relevés sismiques), les sonars militaires, les exercices militaires de tir réel en mer, le battage de pieux (source de bruit importante associée au développement de l'énergie éolienne en mer) et le trafic maritime. Le bruit peut entraver la capacité des baleines à détecter et à capturer des proies, à communiquer entre elles et, plus généralement, à acquérir de l'information sur leur environnement. Les effets sont le plus souvent sublétaux. Des efforts ont été faits au Canada et aux États-Unis pour atténuer cette menace.
10	Phénomènes géologiques						
10.1	Volcans						
10.2	Tremblements de terre et tsunamis						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
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)	Le déplacement de l'habitat et les perturbations attribuables aux changements climatiques affectent probablement cette population d'épaulards. Certains des effets, tels que l'élévation du niveau de la mer, l'acidification des océans et les vagues de chaleur marine (p. ex. « The Blob » [masse d'eau chaude] en 2013 et en 2018), sur les baleines et/ou leurs proies peuvent être positifs et négatifs.
11.2	Sécheresses						
11.3	Températures extrêmes						
11.4	Tempêtes et inondations						
11.5	Autres impacts						

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

Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème	Épaulard (<i>Orcinus orca</i>), population résidente du nord du Pacifique Nord-Est (UD2)		
Identification de l'élément		Code de l'élément	
Date (Ctrl + « ; » pour la date d'aujourd'hui) :	2023-03-30		
Évaluateurs	Randall Reeves, John Ford, Hal Whitehead, Dwayne Lepitzki, Karen Timm, Greg Wilson, Shannan May-McNally, Andrew Trites, Kim Parsons, Viv Tulloch, Katie Kowarski, Thomas Doniol-Valcroze, Sheila Thornton, Rianna Burnham, Graeme Ellis, Rowshyra Castaneda, Sam Iverson, Jordan Hoffman, Erika Thorleifson, Alana Phillips, Bronwyn Harvey, Jennifer Yakimishyn, Larry Johnson, Katarina Duke, Aline Carrier, Brett Freake, Carilia Horning		
Références :	Ébauche du rapport du COSEPAC et calculateur préparé par R. Reeves		
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
	B	Élevé	0
	C	Moyen	2
	D	Faible	3
Impact global des menaces calculé :	Élevé		Élevé
Impact global des menaces attribué :	BC = Élevé-moyen		
Ajustement de la valeur de l'impact global calculée – justifications :	La population augmente, et certaines menaces se chevauchent		
Impact global des menaces – commentaires :	Durée de génération : 26-29 ans, la période d'évaluation de la gravité et de l'immédiateté est donc de 78 à 87 ans; l'espèce se nourrit de saumons chinooks et kétas; tendance à la hausse de la population de 2,6 x sur 1,75 génération; déclin possible de l'habitat; 176 (ou 183) individus matures; l'AVP prévoit une augmentation continue au cours des prochaines décennies; répond au critère D1 de la catégorie « en voie de disparition » (2008); l'habitat essentiel a été désigné; la population résidente du nord est exposée à moins de perturbations et à moins de contaminants environnementaux que la population résidente du sud.		

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
1	Développement résidentiel et commercial		Négligeable	Petite (1-10 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	
1.1	Zones résidentielles et urbaines						Les épaulards résidents de la Colombie-Britannique (et de l'État de Washington) fréquentent les eaux côtières. En fait, une grande partie de l'habitat essentiel désigné pour les deux UD se trouve à proximité de grandes zones urbaines et résidentielles. Bien qu'il soit difficile de préciser comment et à quel degré de gravité cette proximité affecte les animaux, il est presque certain qu'elle augmente la probabilité d'exposition à des menaces spécifiques telles que celles examinées aux sous-catégories 1.2, 3.3, 4.3, 5.4, 6.1, 9.1, 9.2, 9.3, 9.4, 9.5 et 9.6.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
1.2	Zones commerciales et industrielles		Négligeable	Petite (1-10 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Même remarque qu'à 1.1. De plus, les terminaux de gaz naturel liquéfié en construction à Kitimat sont susceptibles de pousser les épaulards à s'éloigner temporairement ou définitivement, et entraîneront certainement une augmentation importante du trafic de grands navires dans le chenal Douglas, contribuant au bruit chronique (9.6) et augmentant le risque de collisions avec des navires (4.3) et de déversements d'hydrocarbures (9.2). La construction ou l'expansion en cours et à venir de centrales électriques, de chantiers navals et de structures portuaires permanentes est un sujet de préoccupation. Des mesures d'atténuation sont nécessaires tant au niveau de la conception que de la construction et de l'exploitation des installations approuvées.
1.3	Zones touristiques et récréatives						Les stations balnéaires, les terrains de camping, les quais de plaisance et les zones où les gens font du kayak et de la planche à pagaie, etc. sont susceptibles de perturber les épaulards et d'entraîner leur éloignement temporaire. Le comportement de frottement le long des plages des épaulards résidents du nord pourrait être affecté par ces perturbations.
2	Agriculture et aquaculture						
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						Une étude menée en Colombie-Britannique de 1985 à 2000 a montré que le bruit des dispositifs d'effarouchement acoustique des phoques utilisés dans les salmonicultures poussait les épaulards à s'éloigner des eaux à proximité (Morton et Symonds, 2002). Cet effet a apparemment pris fin lorsque l'on a cessé d'utiliser les dispositifs dans la zone (archipel Broughton). De tels dispositifs ne sont plus utilisés dans les installations aquacoles de la province [est-ce vrai?], lesquelles ne sont pas connues pour représenter un risque élevé d'empêchement pour l'UD à l'heure actuelle. Toutefois, des installations (principalement des élevages de saumons ou de mollusques) existent dans certaines parties de l'aire de répartition de cette UD (p. ex. baie Clayoquot?) et sont souvent relocalisées. Il est donc important d'au moins faire le suivi du développement de l'industrie, et de chercher à cibler les installations qui chevauchent l'habitat utilisé par les épaulards résidents du nord et les examiner.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
3	Production d'énergie et exploitation minière		Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans ou 3 générations)	
3.1	Forage pétrolier et gazier						L'exploitation pétrolière et gazière, y compris l'exploration, le forage et la production en mer (évalués ici), ainsi que le transport (p. ex. pétroliers; 5.4) entraînent des risques de déversements d'hydrocarbures (9.2). Le bruit associé aux activités connexes, telles que les relevés sismiques et le trafic maritime, peut perturber la communication et la recherche de nourriture des épaulards piscivores (9.6). Bien qu'il n'y ait actuellement aucune activité d'exploitation pétrolière et gazière en mer en Colombie-Britannique, des pétroliers traversent régulièrement les eaux de la province. Les changements climatiques actuels et futurs augmenteront les risques d'exposition aux hydrocarbures et aux bruits perturbateurs en Colombie-Britannique et dans les eaux à l'extérieur du Canada utilisées par les populations d'épaulards piscivores. L'effet dévastateur du déversement de pétrole brut de l' <i>Exxon Valdez</i> sur le groupe AB résident du sud de l'Alaska est un exemple édifiant de la vulnérabilité des épaulards piscivores (9.2).
3.2	Exploitation de mines et de carrières						L'exploitation minière en haute mer pour la recherche de nodules polymétalliques n'en est qu'à ses débuts, mais pourrait devenir une source de perturbation pour cette UD et/ou ses proies.
3.3	Énergie renouvelable		Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans ou 3 générations)	Le développement des énergies renouvelables en mer (principalement l'énergie éolienne et hydrocinétique) devrait se faire rapidement le long de la côte Ouest de la Colombie-Britannique, y compris dans les zones fréquentées par les épaulards résidents du nord. On s'attend à une certaine perturbation physique et acoustique des baleines lors du choix de site (relevés géophysiques à haute résolution) et de l'installation (battage de pieux, explosifs) de turbines, mais la plus grande préoccupation pourrait être l'augmentation du trafic maritime associée à ce type de développement.
4	Corridors de transport et de service	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	
4.1	Routes et voies ferrées						
4.2	Lignes de services publics						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
4.3	Voies de transport par eau	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Le trafic maritime est considéré comme une menace importante (et croissante) pour les épaulards résidents du sud. Les collisions avec des navires sont une cause connue de blessures graves et de mortalité (tant avec de petits bateaux rapides qu'avec de gros remorqueurs). La vitesse des navires a tendance à augmenter (en particulier celle des traversiers à grande vitesse), ce qui accroît le risque de collision. Bien que ces collisions soient rarement signalées, on peut raisonnablement supposer que certaines ne sont pas détectées et ne sont donc pas signalées. Des mesures d'atténuation (p. ex. fermetures saisonnières au trafic maritime dans des zones spécifiques, limitations de vitesse volontaires et obligatoires) peuvent contribuer à réduire la gravité de la menace, mais leur efficacité doit être évaluée régulièrement, et des ajustements, apportés, le cas échéant.
4.4	Corridors aériens						
5	Utilisation des ressources biologiques	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	
5.1	Chasse et capture d'animaux terrestres						
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 (1-10 %)	Élevée (continue)	Les épaulards résidents du Pacifique Nord-Est sont depuis longtemps protégés contre les blessures ou la mise à mort délibérées (et la capture d'individus vivants aux fins d'observation publique et de recherche a pris fin dans les années 1970). On s'attend à ce qu'une protection complète par les lois soit maintenue. Toutefois, les prises accidentelles (empêchement dans les engins de pêche) se poursuivent et, bien qu'elles ne soient pas fréquentes ou élevées en termes absolus, elles peuvent constituer une menace importante pour les épaulards résidents des eaux britannico-colombiennes et adjacentes. La plupart des cas consignés concernent les filets maillants, mais les épaulards d'autres régions meurent aussi accidentellement dans des palangres et des chaluts démersaux. Outre l'empêchement proprement dit, les épaulards courent le risque d'ingérer des hameçons ou des leurres, et d'être blessés (abattus) par des pêcheurs, qui cherchent à éliminer la déprédation. Cette dernière menace pèse probablement plus sur les épaulards résidents du nord que sur les résidents du sud. L'empêchement dans les engins de pêche abandonnés (« fantômes ») n'est pas connu pour être un problème pour cette population, mais il serait coté sous 9.4.

6	Intrusions et perturbations humaines	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	
6.1	Activités récréatives	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Ciblés régulièrement et intensivement dans le cadre de l'« écotourisme » (observation des baleines), les épaulards résidents courent un risque élevé d'être dérangés par l'approche et la présence physique des navires et par leur bruit (9.6). Parmi les types d'effets du tourisme axé sur les baleines pour lesquels il existe des preuves empiriques, citons la perturbation à court terme du comportement (vitesses de nage plus rapides, changements de la trajectoire et du temps de plongée, modèles acoustiques compensatoires), la réduction du temps consacré à la recherche de nourriture et l'éloignement de l'habitat préféré. Des mesures d'atténuation, comme l'interdiction saisonnière du trafic maritime dans certaines parties des îles Gulf méridionales et l'obligation pour les navires de se tenir à au moins 400 m de distance, devraient réduire la gravité de cette menace dans une certaine mesure. La fermeture au public de la réserve écologique Robson Bight, dans le détroit de Johnstone, créée en 1982, vise à protéger les épaulards résidents du nord et à éviter de les déranger lors de leurs séances de frottement sur la plage. On craint, avec une protection plus stricte des épaulards résidents du sud, que les activités d'observation des baleines (et de plongée avec les baleines) se transfèrent vers les résidents du nord et les migrants de la côte Ouest. Par ailleurs, les camps de pêche réaffectent souvent leurs bateaux à l'observation des baleines lorsque la pêche n'est pas bonne, et les opérateurs de ces bateaux peuvent être moins compétents et moins consciencieux que ceux qui s'adonnent régulièrement à l'observation des baleines.
6.2	Guerre, troubles civils et exercices militaires						Les sonars militaires (9.6) et les exercices de tir réel en mer peuvent provoquer de graves perturbations comportementales et, dans certains cas, des dommages physiologiques, voire la mort de cétacés. Le trafic maritime associé aux activités militaires peut entraîner des perturbations sonores (9.6) ainsi que des blessures ou la mort lors de collisions avec des navires (4.3). Les épaulards résidents du nord sont connus pour être présents à l'ouest de l'île de Vancouver, dans des zones où se déroulent des exercices militaires.
6.3	Travail et autres activités		Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Cette population fait l'objet de recherches non létales et principalement non invasives (p. ex. photographie au moyen d'un appareil portatif et d'un drone, échantillonnage par biopsie, pose d'étiquettes à ventouse).
7	Modifications des systèmes naturels	C	Moyen	Généralisée (71-100 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	
7.1	Incendies et suppression des incendies						
7.2	Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages						

7.3	Autres modifications de l'écosystème	C	Moyen	Généralisée (71-100 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	L'une des principales répercussions d'une grande variété d'activités humaines sur les épaulards résidents du nord est la réduction ou la modification de la disponibilité du saumon chinook, leur proie préférée, et du saumon kéta et d'autres poissons proies qui sont capturés lorsque le saumon chinook est rare. La réduction anthropique de la productivité et de la capacité de charge de l'habitat de fraie, de croissance et de migration en eau douce (p. ex. par des barrages et des dérivations) dans le passé, les prélèvements à grande échelle dans le cadre des pêches hauturières et les conditions océaniques défavorables qui affectent la survie et la maturation des poissons juvéniles (dues au moins en partie aux changements climatiques) empêchent le rétablissement de cette population. La famine ou une mauvaise alimentation due à un manque d'accès à des proies adéquates de haute qualité peut augmenter la sensibilité des baleines aux maladies et aux parasites. Cette sensibilité peut être amplifiée par les effets immunosuppresseurs et la réduction de la fécondité provoqués par les polluants (comme les PCB).
8	Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques						
8.1	Espèces ou agents pathogènes exotiques (non indigènes) envahissants						
8.2	Espèces ou agents pathogènes indigènes problématiques						Bien qu'il existe des données selon lesquelles certains épaulards échoués dans le Pacifique Nord-Est sont morts (ou ont au moins souffert) d'infections bactériennes telles que la sarcocystose et la toxoplasmose, il n'y a aucune raison de penser que les maladies constituent une menace actuelle pour les épaulards résidents du nord. La toxicose à l'acide domoïque est un problème majeur pour certains autres mammifères marins du Pacifique Nord-Est, mais il n'y a actuellement aucune preuve que c'est le cas pour cette UD. Il convient également de noter que la cryptococcose est omniprésente dans le Pacifique Nord-Est et qu'elle touche les marsouins en Colombie-Britannique (G. Ellis, comm. Pers.).
8.3	Matériel génétique 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	BC	Élevé-moyen	Généralisée (71-100 %)	Élevée-moderée (11-70 %)	Élevée (continue)	Les épaulards ont tendance à avoir des teneurs tissulaires très élevées en produits chimiques toxiques (PCB, résidus de pesticides, composés ignifuges, etc.). Ces produits chimiques, dont certains provoquent ou sont suspects de provoquer des troubles de la reproduction, des anomalies du squelette, des perturbations endocriniennes et des immunosuppressions, peuvent provenir de nombreuses sources et être transmis par l'air, par l'eau ou par le transfert maternel ou l'ingestion de proies contaminées.
9.1	Eaux usées domestiques et urbaines						
9.2	Effluents industriels et militaires						Les déversements d'hydrocarbures constituent une menace constante dans de nombreuses zones de l'aire de répartition de la population. Les baleines ne semblent pas éviter ces déversements, comme l'ont démontré un déversement de diesel dans le détroit de Johnstone en 2007 et le déversement tristement célèbre de l' <i>Exxon Valdez</i> en 1989 (dont le groupe de résidents le plus touché ne s'est toujours pas rétabli). On suppose que l'inhalation de vapeurs toxiques d'hydrocarbures est à l'origine du taux de mortalité très élevé.
9.3	Effluents agricoles et sylvicoles						
9.4	Déchets solides et ordures						L'ingestion de particules de microplastiques est une préoccupation émergente pour de nombreux organismes marins. L'empêtrement dans des engins de pêche abandonnés (engins « fantômes ») constitue un autre problème, qui ne semble toutefois pas (encore) toucher les épaulards.
9.5	Polluants atmosphériques						
9.6	Apports excessifs d'énergie	BC	Élevé-moyen	Généralisée (71-100 %)	Élevée-moderée (11-70 %)	Élevée (continue)	Les perturbations acoustiques causées par les sons anthropiques (bruits) constituent une préoccupation majeure pour les épaulards. Les sources les plus préoccupantes sont les relevés géophysiques (y compris les relevés sismiques), les sonars militaires, les exercices militaires de tir réel en mer, le battage de pieux (source de bruit importante associée au développement de l'énergie éolienne en mer) et le trafic maritime. Le bruit peut entraver la capacité des baleines à détecter et à capturer des proies, à communiquer entre elles et, plus généralement, à acquérir de l'information sur leur environnement. Les effets sont le plus souvent sublétaux. Des efforts ont été faits au Canada et aux États-Unis pour atténuer cette menace.
10	Phénomènes géologiques						
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)	Le déplacement de l'habitat et les perturbations attribuables aux changements climatiques affectent probablement cette population d'épaulards. Certains des effets, tels que l'élévation du niveau de la mer, l'acidification des océans et les vagues de chaleur marine (p. ex. « The Blob » [masse d'eau chaude] en 2013 et en 2018), sur les baleines et/ou leurs proies peuvent être positifs et négatifs.
11.2	Sécheresses						
11.3	Températures extrêmes						
11.4	Tempêtes et inondations						On craint que l'augmentation de l'action des vagues n'affecte négativement les « plages de frottement » de ces baleines.
11.5	Autres impacts						On craint l'augmentation de la fréquence et de la gravité des proliférations d'algues néfastes dues au climat.

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

Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème		Épaulard (<i>Orcinus orca</i>), population migratrice du Pacifique Nord-Est (de Bigg) (UD3)	
Identification de l'élément		Code de l'élément	
Date (Ctrl + « ; » pour la date d'aujourd'hui) :		2023-03-30	
Évaluateurs :		Randall Reeves, John Ford, Hal Whitehead, Dwayne Lepitzki, Karen Timm, Greg Wilson, Shannan May-McNally, Andrew Trites, Kim Parsons, Viv Tulloch, Katie Kowarski, Thomas Doniol-Valcroze, Sheila Thornton, Rianna Burnham, Graeme Ellis, Rowshyra Castaneda, Sam Iverson, Jordan Hoffman, Erika Thorleifson, Alana Philips, Bronwyn Harvey, Jennifer Yakimishyn, Larry Johnson, Katarina Duke, Aline Carrier, Brett Freake, Carilia Horning	
Références :		Ébauche du rapport du COSEPAC et calculateur préparé par R. Reeves	
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
	B	Élevé	0
	C	Moyen	1
	D	Faible	3
Impact global des menaces calculé :		Élevé	
Impact global des menaces attribué :		BC = Élevé-moyen	
Ajustement de la valeur de l'impact global calculée – justifications :		Menaces qui se chevauchent, population à la hausse	
Impact global des menaces – commentaires :		Durée de génération : 26-29 ans, la période d'évaluation de la gravité et de l'immédiateté est donc de 78 à 87 ans; l'espèce se nourrit de mammifères marins et occasionnellement d'oiseaux de mer; la population a augmenté au cours des dernières décennies; pas de déclin continu de la population ni de l'habitat; 381 individus matures; pas d'AVP; répond au critère D1 de la catégorie « en voie de disparition », mais est classée dans le critère D1 de la catégorie « menacée » en raison de l'augmentation de la population depuis les années 1970 (2008)	

Menace		Impact (calculé)	Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
1	Développement résidentiel et commercial	Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	
1.1	Zones résidentielles et urbaines					Les épaulards migrateurs (de Bigg) de la Colombie-Britannique (et des eaux états-uniennes du sud de l'Alaska et des États de Washington, d'Oregon et de Californie) parcourent une étendue considérable et fréquentent les eaux côtières, où ils s'approchent des grandes zones urbaines et résidentielles. Chasseurs audacieux, ils peuvent pénétrer dans des endroits très proches du rivage (même dans les ports de Vancouver et de Victoria), à la recherche ou à la poursuite de proies. Bien qu'il soit difficile de préciser comment et à quel degré de gravité cette proximité affecte les animaux, il est presque certain qu'elle augmente la probabilité d'exposition à des menaces spécifiques telles que celles examinées aux sous-catégories 1.2, 2.4, 3.1, 3.3, 4.3, 5.4, 6.1, 9.1, 9.2, 9.3, 9.4, 9.5 et 9.6.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
1.2	Zones commerciales et industrielles		Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Même remarque qu'au point 1.1. De plus, l'expansion du terminal Robert Banks, du port de Vancouver et des terminaux de gaz naturel liquéfié de Kitimat, actuellement en construction, est susceptible d'inciter les épaulards à s'éloigner temporairement et/ou définitivement, et entraîneront certainement une augmentation importante du trafic de grands navires dans le chenal Douglas, contribuant au bruit chronique (9.6) et augmentant le risque de collisions avec des navires (4.3) et de déversements d'hydrocarbures (9.2). La construction ou l'expansion en cours et à venir de centrales électriques, de chantiers navals et de structures portuaires permanentes est un sujet de préoccupation. Des mesures d'atténuation sont nécessaires tant au niveau de la conception que de la construction et de l'exploitation des installations approuvées.
1.3	Zones touristiques et récréatives						
2	Agriculture et aquaculture		Négligeable	Grande (31-70 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	
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		Négligeable	Grande (31-70 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Une étude menée en Colombie-Britannique de 1985 à 2000 a montré que le bruit des dispositifs d'effarouchement acoustique des phoques utilisés dans les salmonicultures poussait les épaulards (y compris les épaulards de Bigg) à s'éloigner des eaux à proximité (Morton et Symonds, 2002). Cet effet a apparemment pris fin lorsque l'on a cessé d'utiliser les dispositifs dans la zone (archipel Broughton). De tels dispositifs ne sont plus utilisés dans les installations aquacoles de la province, lesquelles ne sont pas connues pour représenter un risque élevé d'empêchement pour l'UD à l'heure actuelle. Toutefois, des installations (principalement des élevages de saumons ou de mollusques) existent dans certaines parties de l'aire de répartition de cette UD (p. ex. baie Clayoquot, détroit de Baynes) et sont souvent relocalisées. Il est donc important d'au moins faire le suivi du développement de l'industrie, et de chercher à cibler les installations qui chevauchent l'habitat utilisé par les épaulards qui se nourrissent de mammifères. Ces baleines peuvent être attirées par d'autres mammifères marins attirés par les poissons ou les mollusques d'élevage (déprédation).
3	Production d'énergie et exploitation minière		Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans ou 3 générations)	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
3.1	Forage pétrolier et gazier						L'exploitation pétrolière et gazière, y compris l'exploration, le forage et la production en mer (évalués ici), ainsi que le transport (p. ex. pétroliers; 5.4) entraînent des risques de déversements d'hydrocarbures (9.2). Le bruit associé aux activités connexes, telles que les relevés sismiques et le trafic maritime, peut perturber la communication et la recherche de nourriture des épaulards piscivores (9.6). Bien qu'il n'y ait actuellement aucune activité d'exploitation pétrolière et gazière en mer en Colombie-Britannique, des pétroliers traversent régulièrement les eaux de la province. Les changements climatiques actuels et futurs augmenteront les risques d'exposition aux hydrocarbures et aux bruits perturbateurs en Colombie-Britannique et dans les eaux à l'extérieur du Canada utilisées par les épaulards de Bigg. L'effet dévastateur du déversement de pétrole brut de l' <i>Exxon Valdez</i> sur la population migratrice AT1 est un exemple éducatif de la vulnérabilité des épaulards piscivores (9.2).
3.2	Exploitation de mines et de carrières						L'exploitation minière en haute mer pour la recherche de nodules polymétalliques n'en est qu'à ses débuts, mais pourrait devenir une source de perturbation pour cette UD et/ou ses proies.
3.3	Énergie renouvelable		Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans ou 3 générations)	Le développement des énergies renouvelables en mer (principalement l'énergie éolienne et hydrocinétique) devrait se faire rapidement le long de la côte Ouest de la Colombie-Britannique et des États-Unis, y compris dans les zones fréquentées par les épaulards de Bigg. On s'attend à une certaine perturbation physique et acoustique des baleines lors du choix de site (relevés géophysiques à haute résolution) et de l'installation (battage de pieux, explosifs) de turbines, mais la plus grande préoccupation pourrait être l'augmentation du trafic maritime associée à ce type de développement.
4	Corridors de transport et de service	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	
4.1	Routes et voies ferrées						
4.2	Lignes de services publics						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
4.3	Voies de transport par eau	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Le trafic maritime est considéré comme une menace importante (et croissante) pour les épaulards de Bigg. Les collisions avec des navires sont une cause connue de blessures graves et de mortalité (tant avec de petits bateaux rapides qu'avec de gros remorqueurs). La vitesse des navires a tendance à augmenter (en particulier celle des traversiers à grande vitesse). Bien que les collisions avec des navires soient rarement signalées, on peut raisonnablement supposer que certaines ne sont pas détectées et ne sont donc pas signalées. Des mesures d'atténuation (p. ex. fermetures saisonnières au trafic maritime dans des zones spécifiques, limitations de vitesse volontaires et obligatoires) peuvent contribuer à réduire la gravité de la menace, mais leur efficacité doit être évaluée régulièrement, et des ajustements, apportés, le cas échéant.
4.4	Corridors aériens						
5	Utilisation des ressources biologiques	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	
5.1	Chasse et capture d'animaux terrestres						
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 (1-10 %)	Élevée (continue)	La population migratrice du Pacifique Nord-Est (épaulards de Bigg) n'est pas chassée dans son aire de répartition, et l'on s'attend à ce qu'une protection complète par les lois soit maintenue. Toutefois, les prises accidentelles (empêchement dans les engins de pêche) se poursuivent et, bien qu'elles ne soient pas fréquentes ou élevées en termes absolus, elles peuvent constituer une menace importante pour les épaulards de Bigg des eaux britanno-colombiennes et adjacentes. Certains des quelques épaulards mammalophages que l'on sait être morts dans des engins de pêche dans le Pacifique Nord-Est s'étaient empêtrés dans des chaluts à goberge et des lignes de casiers à crabes, et l'on suppose qu'ils suivaient des pinnipèdes (otaries) attirés par les opérations de pêche. La récolte par l'homme des mammifères marins dont se nourrit cette UD peut avoir des effets importants, comme le montre l'augmentation notable du nombre de baleines en Colombie-Britannique et dans l'État de Washington, après que les populations de phoques communs, longtemps décimées par la chasse et l'abattage, eurent bénéficié d'une protection juridique au début des années 1970.
6	Intrusions et perturbations humaines	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
6.1	Activités récréatives	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Ciblée régulièrement et intensivement dans le cadre de l'« écotourisme » (observation des baleines), les épaulards de Bigg courent un risque élevé d'être dérangés par l'approche et la présence physique des navires et par leur bruit (9.6). Les perturbations causées par le tourisme axé sur les baleines peuvent nuire à la capacité des épaulards à détecter et à capturer leurs mammifères proies, à socialiser et à se reposer.
6.2	Guerre, troubles civils et exercices militaires		Négligeable	Grande (31-70 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Les sonars militaires et les exercices de tir réel en mer peuvent provoquer de graves perturbations comportementales et, dans certains cas, des dommages physiologiques, voire la mort de cétacés (9.6). On sait que la population migratrice traverse des zones d'exercice naval et de tir réel (p. ex. secteur WG dans le détroit de Georgia, secteur WH dans le détroit Juan de Fuca). Le trafic maritime associé aux activités militaires peut provoquer des perturbations sonores et la mort (collisions avec des navires) (4.3). Des mesures d'atténuation peuvent contribuer à prévenir les effets, mais n'éliminent pas le risque.
6.3	Travail et autres activités		Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Cette population fait l'objet de recherches non létales et principalement non invasives (p. ex. photographie au moyen d'appareil portatif et d'un drone, échantillonnage par biopsie, prélèvement d'excréments, pose d'étiquettes à ventouse). Aux États-Unis (y compris dans le sud-est de l'Alaska), des activités de marquage par satellite (à l'aide d'une attache de type « patelle ») sont réalisées.
7	Modifications des systèmes naturels	CD	Moyen-faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée-élevée (1-30 %)	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans ou 3 générations)	
7.1	Incendies et suppression des incendies						
7.2	Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages						
7.3	Autres modifications de l'écosystème	CD	Moyen-faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée-élevée (1-30 %)	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans ou 3 générations)	La récolte par l'humain de mammifères marins dont se nourrissent les épaulards de Bigg peut avoir des effets importants, comme en témoigne l'augmentation notable du nombre de baleines en Colombie-Britannique et dans l'État de Washington après que les populations de phoques communs, longtemps supprimées par la chasse et l'abattage, ont bénéficié d'une protection juridique au début des années 1970. Les propositions récentes et en cours visant à relancer l'abattage des pinnipèdes en Colombie-Britannique ont des implications à moyen et à long terme pour ces baleines.
8	Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
8.1	Espèces ou agents pathogènes exotiques (non indigènes) envahissants						
8.2	Espèces ou agents pathogènes indigènes problématiques						Bien qu'il existe des données selon lesquelles certains épaulards échoués dans le Pacifique Nord-Est sont morts (ou ont au moins souffert) d'infections bactériennes telles que la sarcocystose et la toxoplasmose, il n'y a aucune raison de penser que les maladies constituent une menace actuelle pour les épaulards de Bigg. La toxicose à l'acide domoïque est un problème majeur pour certains autres mammifères marins du Pacifique Nord-Est, mais il n'y a actuellement aucune preuve que c'est le cas pour cette UD. Il convient également de noter que la cryptococcose est omniprésente dans l'est du Pacifique Nord et qu'elle touche les marsouins en Colombie-Britannique (G. Ellis, comm. Pers.). Un épaulard tué dans l'est de l'Atlantique canadien en 2022 s'est avéré positif au <i>Trichinella</i> .
8.3	Matériel génétique introduit						
8.4	Espèces ou agents pathogènes problématiques d'origine inconnue						
8.5	Maladies d'origine virale ou maladies à prions						Les cétacés sont sensibles aux éclosions de virus mais, jusqu'à présent, rien n'indique que ces dernières sont une menace pour les épaulards de cette UD.
8.6	Maladies de cause inconnue						
9	Pollution	BC	Élevé-moyen	Généralisée (71-100 %)	Élevée-moderée (11-70 %)	Élevée (continue)	Les épaulards, en particulier ceux qui se nourrissent de mammifères, ont tendance à avoir des teneurs tissulaires très élevées en produits chimiques (PCB, résidus de pesticides, composés ignifuges, etc.). Ces produits chimiques, dont certains provoquent ou sont suspectés de provoquer des troubles de la reproduction, des anomalies du squelette, des perturbations endocriniennes et des immunosuppressions, peuvent provenir de nombreuses sources et être transmis par l'air, par l'eau ou par le transfert maternel ou l'ingestion de proies contaminées. Les concentrations adipeuses de PCB ainsi que celles des groupes de PBT les plus courants (chlordanes et DDT) détectées chez certains épaulards se nourrissant de mammifères dépassent les seuils qui causent des troubles physiologiques, reproductifs et immunitaires.
9.1	Eaux usées et domestiques et urbaines						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
9.2	Effluents industriels et militaires						Les déversements d'hydrocarbures constituent une menace constante dans de nombreuses zones de l'aire de répartition de la population. Les baleines ne semblent pas éviter ces déversements, comme l'ont démontré un déversement de diesel dans le détroit de Johnstone en 2007 et le déversement tristement célèbre de l' <i>Exxon Valdez</i> en 1989 (dont le groupe de résidents le plus touché ne s'est toujours pas rétabli). On suppose que l'inhalation de vapeurs toxiques d'hydrocarbures est à l'origine du taux de mortalité très élevé.
9.3	Effluents agricoles et sylvicoles						
9.4	Déchets solides et ordures						L'ingestion de particules de microplastiques est une préoccupation émergente, et des concentrations élevées de ces polluants ont été notées dans diverses proies des épaulards de Bigg, qui se nourrissent de mammifères. L'empêtrement dans des engins de pêche abandonnés (engins « fantômes ») constitue un autre problème, qui ne semble toutefois pas (encore) toucher les épaulards.
9.5	Polluants atmosphériques						
9.6	Apports excessifs d'énergie	BC	Élevé-moyen	Généralisée (71-100 %)	Élevée-moderée (11-70 %)	Élevée (continue)	Les perturbations acoustiques causées par les sons anthropiques (bruits) constituent une préoccupation majeure pour les épaulards. Les sources les plus préoccupantes sont les relevés géophysiques (y compris les relevés sismiques), les sonars militaires, les exercices militaires de tir réel en mer, le battage de pieux (source de bruit importante associée au développement de l'énergie éolienne en mer) et le trafic maritime. Le bruit peut entraver la capacité des baleines à détecter et à capturer des proies, à communiquer entre elles et, plus généralement, à acquérir de l'information sur leur environnement. Les effets sont le plus souvent sublétaux. Des efforts ont été faits au Canada et aux États-Unis pour atténuer cette menace, mais l'on craint que les épaulards de Bigg, qui ont tendance à vocaliser moins souvent ou de manière plus énigmatique que les populations résidentes et qui détectent leurs proies à l'ouïe, ne soient plus exposés au risque de « masquage » acoustique.
10	Phénomènes géologiques						
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)	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
11.1	Déplacement et altération de l'habitat		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Le déplacement de l'habitat et les perturbations attribuables aux changements climatiques affectent probablement cette population d'épaulards. Certains des effets, tels que l'élévation du niveau de la mer, l'acidification des océans et les vagues de chaleur marine (p. ex. « The Blob » [masse d'eau chaude] en 2013 et en 2018), sur les baleines et/ou leurs proies peuvent être positifs et négatifs.
11.2	Sécheresses						
11.3	Températures extrêmes						
11.4	Tempêtes et inondations						
11.5	Autres impacts						On craint l'augmentation de la fréquence et de la gravité des proliférations d'algues néfastes dues au climat.

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

Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème	Épaulard (<i>Orcinus orca</i>), population océanique du Pacifique Nord-Est (UD4)		
Identification de l'élément	-	Code de l'élément	
Date (Ctrl + ";" pour la date d'aujourd'hui :	2023-03-30		
Évaluateurs :	Randall Reeves, John Ford, Hal Whitehead, Dwayne Lepitzki, Karen Timm, Greg Wilson, Shannan May-McNally, Andrew Trites, Kim Parsons, Viv Tulloch, Katie Kowarski, Thomas Doniol-Valcroze, Sheila Thornton, Rianna Burnham, Graeme Ellis, Rowshyra Castaneda, Sam Iverson, Jordan Hoffman, Erika Thorleifson, Alana Philips, Bronwyn Harvey, Jennifer Yakimishyn, Larry Johnson, Katarina Duke, Aline Carrier, Brett Freake, Carilia Horning		
Références :	Ébauche de rapport du COSEPAC et calculateur préparée par R. Reeves		
Guide pour le calcul de l'impact global des menaces :	Comptes des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact		
	Impact des menaces		Maximum de la plage d'intensité
	A	Très élevé	0
	B	Élevé	0
	C	Moyen	1
	D	Faible	3
Impact global des menaces calculé :			Élevé
Impact global des menaces attribué :	BC = Élevé-moyen		
Ajustement de la valeur de l'impact global calculée – justifications :	Menaces qui se chevauchent, aucune donnée ne laisse croire à un déclin de la population		
Impact global des menaces – commentaires :	Durée de génération : 26-29 ans, la période d'évaluation de la gravité et de l'immédiateté est donc de 78 à 87 ans; l'espèce se nourrit de requins et d'autres poissons de niveaux trophiques supérieurs; pas de déclin continu de l'habitat; ~381 individus, 130 individus matures; pas d'AVP; répond au critère D1 de la catégorie « en voie de disparition », mais est classée dans le critère D1 de la catégorie « menacée », car la population semble être stable et les menaces ne semblent pas être actuellement assez graves pour avoir un effet négatif sur la population (2008).		

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
1	Développement résidentiel et commercial						
1.1	Zones résidentielles et urbaines						Les épaulards de la population océanique de la Colombie-Britannique (et dans les eaux états-uniennes du sud de l'Alaska et des États de Washington, d'Oregon et de Californie) possèdent une vaste aire de répartition et ne pénètrent que rarement dans les côtières, où ils s'approchent des grandes zones urbaines et résidentielles. Par conséquent, ils ne sont probablement pas aussi menacés par ce point que les autres UD.
1.2	Zones commerciales et industrielles						Ces baleines pénètrent dans les eaux côtières, mais pas souvent, et ne sont donc probablement pas exposées au même degré de risque que les autres UD.
1.3	Zones touristiques et récréatives						
2	Agriculture et aquaculture						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
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		Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	
3.1	Forage pétrolier et gazier		Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	L'exploitation pétrolière et gazière, y compris l'exploration, le forage et la production en mer (évalués ici), ainsi que le transport (p. ex. pétroliers; 5.4) entraînent des risques de déversements d'hydrocarbures (9.2). Le bruit associé aux activités connexes, telles que les relevés sismiques et le trafic maritime, peut perturber la communication et la recherche de nourriture des épaulards piscivores (9.6). Bien qu'il n'y ait actuellement aucune activité d'exploitation pétrolière et gazière en mer en Colombie-Britannique, des pétroliers traversent régulièrement les eaux de la province. De plus, ces épaulards se déplacent depuis le sud de la Californie jusqu'au nord des Aléoutiennes; ils passent donc à proximité d'opérations pétrolières et gazières en mer. Les changements climatiques actuels et futurs augmenteront les risques d'exposition aux hydrocarbures et aux bruits perturbateurs en Colombie-Britannique et dans les eaux à l'extérieur du Canada utilisées par la population océanique.
3.2	Exploitation de mines et de carrières						L'exploitation minière en haute mer pour la recherche de nodules polymétalliques n'en est qu'à ses débuts, mais pourrait devenir une source de perturbation pour cette UD et/ou ses proies. Les monts sous-marins, en particulier, sont des zones où les épaulards océaniques se nourrissent souvent de proies benthiques susceptibles d'être fortement menacées par l'exploitation minière des fonds marins.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
3.3	Énergie renouvelable		Négligeable	Grande (31-70 %)	Négligeable (< 1 %)	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans ou 3 générations)	Le développement des énergies renouvelables en mer (principalement l'énergie éolienne et hydrocinétique) devrait se faire rapidement le long de la côte Ouest de la Colombie-Britannique, y compris probablement dans certaines zones fréquentées par les épaulards océaniques. Lorsqu'il y a chevauchement ou proximité, on s'attend à une certaine perturbation physique et acoustique des baleines lors du choix de site (relevés géophysiques à haute résolution) et de l'installation (battage de pieux, explosifs) de turbines, mais la plus grande préoccupation pourrait être l'augmentation du trafic maritime associée à ce type de développement. L'augmentation du trafic maritime entraîne un risque de perturbations sonores plus chroniques (9.6), de collisions avec des navires (4.3) et de déversements d'hydrocarbures (9.2).
4	Corridors de transport et de service	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	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 (1-10 %)	Élevée (continue)	Le trafic maritime peut constituer une menace pour les épaulards océaniques. Les collisions avec des navires sont une cause connue de blessures graves et de mortalité pour d'autres écotypes, et les perturbations physiques et acoustiques associées au trafic maritime pourraient présenter un certain risque pour cette UD (9.6).
4.4	Corridors aériens						
5	Utilisation des ressources biologiques	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	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	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	La population océanique du Pacifique Nord-Est n'est chassée nulle part dans son aire de répartition et une protection complète par les lois (au moins au Canada et aux États-Unis) devrait être maintenue. Les prises accessoires (empêchement) dans les engins de pêche sont une préoccupation possible. Il y a peu de preuves de prises accidentelles d'épaulards océaniques, mais la pêche au filet maillant dérivant est encore pratiquée dans certaines parties de la Californie et de l'Alaska, et de nombreuses activités de pêche au chalut et à la palangre ont lieu sur le bord du plateau continental, où ces baleines passent la plupart de leur temps. Quelques individus dépourvus de nageoire dorsale ont été observés (G. Ellis, comm. pers.).
6	Intrusions et perturbations humaines	D	Faible	Grande (31-70 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	
6.1	Activités récréatives	D	Faible	Grande (31-70 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Ciblés régulièrement et intensivement dans le cadre de l'« écotourisme » (observation des baleines), tous les épaulards, dont ceux de la population océanique, courent un risque élevé d'être dérangés par l'approche et la présence physique des navires et par leur bruit (9.6) lorsqu'ils pénètrent dans la zone des bateaux d'excursion (ce qu'ils peuvent faire assez souvent en Californie). Les perturbations causées par le tourisme axé sur les baleines peuvent nuire à la capacité des épaulards à détecter et à capturer leurs mammifères proies, à socialiser et à se reposer.
6.2	Guerre, troubles civils et exercices militaires						Les sonars militaires et les exercices de tir réel en mer peuvent provoquer de graves perturbations comportementales et, dans certains cas, des dommages physiologiques, voire la mort de cétacés (9.6). Le trafic maritime associé aux activités militaires peut provoquer des perturbations sonores (9.6) ainsi que la mort (collisions avec les navires) (4.3).
6.3	Travail et autres activités		Négligeable	Grande (31-70 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Cette population fait l'objet de recherches opportunistes non létales et principalement non invasives (p. ex. photographie au moyen d'un appareil portable et d'un drone, échantillonnage par biopsie, prélèvement d'excréments, pose d'étiquettes à ventouse). Aux États-Unis (y compris dans le sud-est de l'Alaska), des activités de marquage par satellite (à l'aide de l'attache de type « patelle ») sont réalisées.
7	Modifications des systèmes naturels	CD	Moyen-faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée-légère (1-30 %)	Élevée (continue)	
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 barrages						
7.3	Autres modifications de l'écosystème	CD	Moyen-faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée-légère (1-30 %)	Élevée (continue)	La récolte de requins (y compris les prises accessoires) par l'humain a très certainement touché la base de proies des épaulards océaniques, qui seraient des prédateurs spécialistes des requins. Par le passé, les pêches à grande échelle ont décimé les populations d'aiguillats dans le Pacifique Nord-Est, ce qui a probablement affecté les épaulards océaniques, et la quasi-éradication des pèlerins dans la région, s'ils constituaient une proie importante, pourrait avoir un impact important et expliquerait peut-être pourquoi la population d'épaulards océaniques est si petite (seulement quelques centaines d'individus).
8	Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques						
8.1	Espèces ou agents pathogènes exotiques (non indigènes) envahissants						
8.2	Espèces ou agents pathogènes indigènes problématiques						Bien qu'il existe des données selon lesquelles certains épaulards échoués dans le Pacifique Nord-Est sont morts (ou ont au moins souffert) d'infections bactériennes telles que la sarcocystose et la toxoplasmose, il n'y a aucune raison de penser que les maladies constituent une menace actuelle pour les épaulards océaniques. La toxicose à l'acide domoïque est un problème majeur pour certains autres mammifères marins du Pacifique Nord-Est, mais il n'y a actuellement aucune preuve que c'est le cas pour cette UD. Il convient également de noter que la cryptococcose est omniprésente dans le Pacifique Nord-Est et qu'elle touche les marsouins en Colombie-Britannique (G. Ellis, comm. pers.).
8.3	Matériel génétique introduit						
8.4	Espèces ou agents pathogènes problématiques d'origine inconnue						
8.5	Maladies d'origine virale ou maladies à prions						Les cétacés sont sensibles aux éclosions de virus mais, jusqu'à présent, rien n'indique que ces dernières sont une menace pour les épaulards de cette UD.
8.6	Maladies de cause inconnue						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
9	Pollution	BC	Élevé-moyen	Généralisée (71-100 %)	Élevée-moderée (11-70 %)	Élevée (continue)	Les épaulards ont tendance à avoir des teneurs tissulaires très élevées en produits chimiques toxiques (PCB, résidus de pesticides, composés ignifuges, etc.). Ces produits chimiques, dont certains provoquent ou sont suspectés de provoquer des troubles de la reproduction, des anomalies du squelette, des perturbations endocriniennes et des immunosuppressions, peuvent provenir de nombreuses sources et être transmis par l'air, par l'eau ou par le transfert maternel ou l'ingestion de proies contaminées. Étant donné le niveau trophique élevé auquel ils se nourrissent, on suppose que les charges de contaminants des épaulards océaniques sont plus proches de celles des épaulards migrants (de Bigg) que de celles des résidents.
9.1	Eaux usées domestiques et urbaines						
9.2	Effluents industriels et militaires						Les déversements d'hydrocarbures constituent une menace constante dans de nombreuses zones de l'aire de répartition de la population. Les baleines ne semblent pas éviter ces déversements, comme l'ont démontré un déversement de diesel dans le détroit de Johnstone en 2007 et le déversement tristement célèbre de l' <i>Exxon Valdez</i> en 1989 (dont le groupe de résidents le plus touché ne s'est toujours pas rétabli). On suppose que l'inhalation de vapeurs toxiques d'hydrocarbures est à l'origine du taux de mortalité très élevé. Les déversements d'hydrocarbures pourraient être moins préoccupants pour cette UD que pour certaines autres, sauf lorsque les épaulards se déplacent occasionnellement vers le littoral.
9.3	Effluents agricoles et sylvicoles						Comme ces baleines passent la plupart de leur temps au large de la Californie, elles sont probablement plus exposées à la pollution due au ruissellement agricole que les épaulards des UD1, 2 et 3.
9.4	Déchets solides et ordures						L'ingestion de particules de microplastiques est une préoccupation émergente. L'empêchement dans des engins de pêche abandonnés (engins « fantômes ») constitue un autre problème, qui ne semble toutefois pas (encore) toucher les épaulards.
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	BC	Élevé-moyen	Généralisée (71-100 %)	Élevée-légère (1-70 %)	Élevée (continue)	Les perturbations acoustiques causées par les sons anthropiques (bruits) constituent une préoccupation majeure pour les épaulards. Les sources les plus préoccupantes sont les relevés géophysiques (y compris les relevés sismiques), les sonars militaires, les exercices militaires de tir réel en mer, le battage de pieux (source de bruit importante associée au développement de l'énergie éolienne en mer) et le trafic maritime. Le bruit peut entraver la capacité des baleines à détecter et à capturer des proies, à communiquer entre elles et, plus généralement, à acquérir de l'information sur leur environnement. Les effets sont le plus souvent sublétaux. Compte tenu du temps passé au large par cette population, elle pourrait être un peu moins exposée à cette menace, du moins au Canada, sauf lorsque les animaux se déplacent vers le littoral.
10	Phénomènes géologiques						
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)	Le déplacement de l'habitat et les perturbations attribuables aux changements climatiques affectent probablement cette population d'épaulards. Certains des effets, tels que l'élévation du niveau de la mer, l'acidification des océans et les vagues de chaleur marine (p. ex. « The Blob » [masse d'eau chaude] en 2013 et en 2018), sur les baleines et/ou leurs proies peuvent être positifs et négatifs.
11.2	Sécheresses						
11.3	Températures extrêmes						
11.4	Tempêtes et inondations						
11.5	Autres impacts						

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

Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème		Épaulard (<i>Orcinus orca</i>), population de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique (UD5)	
Identification de l'élément		-	Code de l'élément
Date (Ctrl + ";" pour la date d'aujourd'hui) : 2023-03-29			
Évaluateurs : Randall Reeves, John Ford, Hal Whitehead, Dwayne Lepitzki, Karen Timm, Felix Boulanger, Nancy Bouchard, Andrew Trites, Steve Ferguson, Marie Auger-Methe, Viv Tulloch, Katie Kowarski, Hilary Moors-Murphy, Jeremy Kiska, Stephen Petersen, Colin Garroway, Fernando Ugarte, William Halliday, Kristin Westdal, Rianna Burnham			
Références : Ébauche du rapport du COSEPAC et ébauche du calculateur préparé par R. Reeves			
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	1	0
C	Moyen	0	0
D	Faible	0	1
Impact global des menaces calculé :		Élevé	Faible
Impact global des menaces attribué :		BD = Élevé-faible	
Justement de la valeur de l'impact global calculée – justifications :			
Impact global des menaces – commentaires :		Durée de génération : 26-29 ans, la période d'évaluation de la gravité et de l'immédiateté est donc de 78 à 87 ans; les épaulards de cette UD se nourrissent de mammifères marins et de poissons; les tendances de la taille de la population et des conditions de l'habitat sont inconnues; aucune bonne estimation de la taille de la population, mais au moins 160 individus (au moins 70 seraient matures) ont été photo-identifiés dans l'est de l'Arctique canadien; extension de l'aire de répartition sous l'effet des changements climatiques; pas d'AVP; évaluée comme « préoccupante » en 2008.	

Menace		Impact (calculé)	Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
1	Développement résidentiel et commercial	Négligeable	Grande-restreinte (11-70 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	
1.1	Zones résidentielles et urbaines					
1.2	Zones commerciales et industrielles	Négligeable	Grande-restreinte (11-70 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	La construction ou l'agrandissement de chantiers navals pour soutenir l'exploitation minière du fer (projet Mary River) entraînera du bruit (battage de pieux) et des activités de construction connexes (9.6), en plus de causer un trafic maritime supplémentaire considérable à l'échelle locale, dans le détroit d'Éclipse et probablement dans le bassin Foxe, ainsi que dans la baie de Baffin et le détroit de Davis (et possiblement dans le détroit d'Hudson) de manière plus générale (4.3). L'empreinte des chantiers navals eux-mêmes ne devrait pas avoir d'impact important à long terme sur cette UD. Le développement et/ou l'expansion des ports pour petits bateaux sont en cours et se poursuivront probablement dans la baie d'Hudson et ailleurs au Nunavut. En outre, une grande installation portuaire est prévue dans la baie de Melville et d'autres développements de ce type sont attendus ailleurs dans l'ouest du Groenland.
1.3	Zones touristiques et récréatives					

Menace		Impact (calculé)	Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
2	Agriculture et aquaculture					
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	Inconnu	Restreinte (11-30 %)	Inconnue	Élevée (continue)	
3.1	Forage pétrolier et gazier	Inconnu	Restreinte (11-30 %)	Inconnue	Élevée (continue)	L'exploitation pétrolière et gazière, y compris l'exploration, le forage et la production en mer, ainsi que le transport (p. ex. pétroliers; 5.4) entraînent des risques de déversements d'hydrocarbures (voir 9.2). Le bruit associé aux activités connexes, telles que les relevés sismiques et le trafic maritime, peut perturber la communication et la recherche de nourriture des épaulards (9.6). L'exploitation pétrolière et gazière à Terre-Neuve-et-Labrador est une préoccupation actuelle. Les changements climatiques en cours et à venir augmenteront les risques d'exposition aux hydrocarbures et aux bruits perturbateurs aux latitudes plus élevées, y compris dans l'Arctique.
3.2	Exploitation de mines et de carrières					
3.3	Énergie renouvelable	Inconnu	Petite (1-10 %)	Inconnue	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans ou 3 générations)	Les projets d'énergie renouvelable en mer se développent rapidement le long de la côte atlantique des États-Unis, et ce sera probablement le cas également dans les Maritimes au cours des prochaines décennies. On s'attend à une certaine perturbation physique et acoustique des cétacés, mais la plus grande préoccupation pourrait être l'augmentation du trafic maritime associé à ces projets (4.3). On ne sait pas exactement quand et où les projets d'énergie éolienne en mer seront construits dans l'aire de répartition de cette population d'épaulards.
4	Corridors de transport et de service	Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	
4.1	Routes et voies ferrées					
4.2	Lignes de services publics	Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée-continue	Il est prévu d'installer un câble de communication sur le fond marin du détroit de Davis, de la baie de Baffin et du détroit de Lancaster au cours de la prochaine décennie (les travaux devraient commencer à l'été 2023). On ne sait pas si ces travaux pourraient affecter cette UD ni de quelle manière.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
4.3	Voies de transport par eau		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Bien que les couloirs de navigation soient réputés être des zones à risque pour certains cétacés (principalement à cause des collisions avec les navires et du bruit), on ne sait pas s'ils constituent une menace importante pour les épaulards de l'UD5 à l'heure actuelle, bien que la détection et le signalement des blessures ou des morts dues aux collisions avec les navires soient probablement loin d'être terminés. Toutes les baleines de cette UD sont exposées, à des degrés divers, au trafic maritime, et les collisions avec les navires sont une cause connue de blessures et de mortalité chez l'espèce dans d'autres régions. Par conséquent, le trafic maritime est une préoccupation non seulement en raison du risque de blessure ou de mortalité, mais aussi en raison des perturbations physiques et acoustiques qui y sont associées (voir 9.6). Le trafic maritime dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'UD augmentera certainement sous l'effet des changements climatiques. Bien que des mesures d'atténuation du risque de collisions avec des navires (déplacement des voies de navigation et imposition de règles sur la vitesse des navires) aient été mises en œuvre dans quelques zones pour protéger les grandes baleines (baleine noire, baleine bleue, etc.), on ne s'attend pas à ce que ces efforts réduisent de manière importante le risque pour les épaulards de l'UD5.
4.4	Corridors aériens						
5	Utilisation des ressources biologiques	BD	Élevé-faible	Généralisée (71-100 %)	Élevée-légère (1-70 %)	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	BD	Élevé-faible	Généralisée (71-100 %)	Élevée-légère (1-70 %)	Élevée (continue)	Des épaulards de cette UD ont été tués délibérément, principalement à des fins de contrôle, mais aussi de subsistance, dans l'est de l'Arctique canadien et au Groenland. Dans ces deux régions, il existe un intérêt pour la poursuite ou l'extension de cette chasse. Les épaulards, peut-être tous ou certains migrateurs de cette UD, sont également chassés à des fins de subsistance et de contrôle à Saint-Vincent-et-les-Grenadines (mer des Caraïbes). La chasse dans toutes les zones est opportuniste et non réglementée, et les mentions d'individus tués et blessés sont incomplètes et peu fiables, de sorte que l'impact des tirs de contrôle en particulier peut être sous-estimé. Il est important de souligner que le cycle vital et les caractéristiques socioculturelles de l'espèce rendent l'exploitation « durable » irréaliste. Certaines prises accessoires (empêchement) dans les engins de pêche ont lieu dans le Canada atlantique. La plupart des cas consignés dans l'est du pays concernent des filets maillants, mais ailleurs, les épaulards meurent aussi accidentellement dans des palangres et des chaluts démersaux. L'exploitation des ressources aquatiques affecte également les épaulards, directement ou indirectement, en réduisant ou en modifiant la disponibilité de proies (mammifères marins et poissons dans le Canada atlantique et l'est de l'Arctique) (7.3).
6	Intrusions et perturbations humaines		Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	
6.1	Activités récréatives		Négligeable	Grande-restreinte (11-70 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Le tourisme d'observation des baleines ne vise généralement pas les épaulards dans le Canada atlantique ou dans l'est de l'Arctique et, si c'était le cas, les effets de la perturbation seraient probablement mineurs et transitoires. L'augmentation du tourisme dans l'Arctique due aux changements climatiques est susceptible de rendre plus fréquentes les interactions entre l'industrie de l'observation des baleines et les épaulards de l'UD5. Bien que ce type d'« utilisation non consommatrice » des épaulards puisse avoir des effets bénéfiques sur la conservation, ces effets seraient probablement contrebalancés par l'hostilité des chasseurs de subsistance et des pêcheurs commerciaux à l'égard de l'espèce, qu'ils considèrent comme une concurrente.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
6.2	Guerre, troubles civils et exercices militaires		Inconnu	Petite (1-10 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Des exercices navals de l'OTAN ont lieu tous les deux ans au large de la Nouvelle-Écosse et de Terre-Neuve. Les sonars militaires et les exercices de tir réel en mer peuvent provoquer de graves perturbations comportementales et, dans certains cas, des dommages physiologiques, voire la mort des cétacés (9.6). Le trafic maritime associé aux activités militaires peut causer des perturbations sonores et la mort (collisions avec les navires) (4.3). Les mesures d'atténuation peuvent aider à prévenir les effets, mais n'éliminent pas le risque.
6.3	Travail et autres activités		Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	La recherche non létale (p. ex. échantillonnage par biopsie, marquage par satellite) sur cette UD dans l'Arctique, et de façon moins intensive jusqu'à présent à Terre-Neuve-et-Labrador et dans les Maritimes, se poursuivra. Un épaulard est mort en Colombie-Britannique à la suite d'un marquage (fléchette non stérile), mais la probabilité qu'une telle situation se produise est considérée comme étant de 1 sur 100.
7	Modifications des systèmes naturels		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Élevée (continue)	
7.1	Incendies et suppression des incendies						
7.2	Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages						
7.3	Autres modifications de l'écosystème		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Élevée (continue)	Des changements dans la base de proies des épaulards de l'UD5 se produisent probablement et continueront de se produire, mais il n'est pas possible de prédire l'ampleur ou l'orientation des effets sur la population. On n'en sait pas assez sur les épaulards autour de Terre-Neuve-et-Labrador pour prédire comment ils pourraient être touchés par des changements dans les populations de mammifères marins ou de poissons. Il n'est pas non plus possible de prévoir avec certitude comment les populations de proies dans l'Arctique seront affectées par la réduction de la glace de mer et d'autres effets des changements climatiques.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
8	Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques						
8.1	Espèces ou agents pathogènes exotiques (non indigènes) envahissants						La possibilité d'un « sanctuaire des baleines » en Nouvelle-Écosse qui pourrait accueillir les épaulards capturés en dehors de l'aire de répartition naturelle de l'UD5 a été évoquée (https://www.cbc.ca/news/canada/nova-scotia/nova-scotia-whale-sanctuary-behind-schedule-1.6627015 ; en anglais seulement).
8.2	Espèces ou agents pathogènes indigènes problématiques						Un épaulard tué à Pond Inlet en 2022 était contaminé par le <i>Trichinella</i> (https://nunatsiaq.com/stories/article/orca-harvested-in-pond-inlet/ ; en anglais seulement).
8.3	Matériel génétique introduit						
8.4	Espèces ou agents pathogènes problématiques d'origine inconnue						
8.5	Maladies d'origine virale ou maladies à prions						Les cétacés sont sensibles aux éclosions de virus mais, jusqu'à présent, rien n'indique que ces dernières sont une menace pour les épaulards de cette UD.
8.6	Maladies de cause inconnue						
9	Pollution	Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)		Les épaulards, en particulier ceux qui se nourrissent de mammifères (comme c'est le cas de la quasi-totalité, voire de la totalité, des baleines de cette UD) ont tendance à avoir des teneurs tissulaires très élevées en produits chimiques toxiques (PCB, résidus de pesticides, composés ignifuges, etc.). Ces produits chimiques, dont certains provoquent ou sont suspectés de provoquer des troubles de la reproduction, des anomalies du squelette, des perturbations endocriniennes et des immunosuppressions, peuvent provenir de nombreuses sources et être transmis par l'air, par l'eau ou par le transfert maternel ou l'ingestion de proies contaminées. Les concentrations adipeuses de PCB chez certaines populations d'épaulards de l'Atlantique Nord ainsi que celles des groupes de PBT les plus courants (chlordanes et DDT) dépassent les seuils qui causent des troubles physiologiques, reproductifs et immunitaires.
9.1	Eaux usées domestiques et urbaines						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
9.2	Effluents industriels et militaires						Les déversements d'hydrocarbures provenant des activités autour des plateformes extracôtières (p. ex. Hebron, Terra Nova, Hibernia) et des pétroliers constituent toujours une source d'inquiétude en cas d'événement rare. En outre, l'augmentation du trafic maritime dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'UD5, mais surtout dans le passage du Nord-Ouest à cause de la réduction de la glace de mer, accroît le risque de déversements accidentels.
9.3	Effluents agricoles et sylvicoles						
9.4	Déchets solides et ordures						L'ingestion de microplastiques est une préoccupation émergente. Des concentrations élevées de ces polluants ont été consignées chez le béluga, qui fait partie des espèces proies des épaulards de l'Arctique. Des microplastiques ont été trouvés dans des échantillons fécaux d'épaulards de l'État de Washington et de l'Alaska. L'empêtrement dans des engins de pêche abandonnés (engins « fantômes ») n'est pas (encore) considéré comme problème pour cette UD, mais il se produit probablement au moins occasionnellement.
9.5	Polluants atmosphériques						
9.6	Apports excessifs d'énergie		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Les perturbations acoustiques causées par les sons anthropiques (bruits) constituent une préoccupation majeure pour les épaulards. Toutes les baleines sont exposées à un bruit croissant dans l'océan. Les sources les plus préoccupantes sont les relevés géophysiques (y compris les relevés sismiques), les sonars militaires, les exercices militaires de tir réel en mer, le battage de pieux (source de bruit importante associée au développement de l'énergie éolienne en mer) et le trafic maritime. Le bruit peut entraver la capacité des baleines à détecter et à capturer des proies, à communiquer entre elles et, plus généralement, à acquérir de l'information sur leur environnement. Pour autant que l'on sache, les effets sont généralement subtils, mais les sonars militaires provoquent une forte réaction d'évitement chez les épaulards et l'exposition à des bruits forts peut altérer l'ouïe de manière temporaire ou permanente (si elle est permanente, on suppose qu'elle est effectivement létale).
10	Phénomènes géologiques						
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		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Les changements climatiques ont des effets majeurs sur les épaulards de l'est de l'Arctique et de l'Atlantique canadien. Ces effets sont à la fois positifs pour les baleines, car ils leur permettent de se déplacer en toute sécurité dans des zones auparavant inaccessibles à cause de la glace de mer, et négatifs, car ils permettent d'étendre la portée et l'échelle des activités humaines et augmentent ainsi l'exposition des baleines au bruit, aux perturbations physiques, aux collisions avec les navires, aux déversements d'hydrocarbures et d'autres substances toxiques, etc.
11.1	Déplacement et altération de l'habitat						
11.2	Sécheresses						
11.3	Températures extrêmes						
11.4	Tempêtes et inondations						
11.5	Autres impacts						On craint l'augmentation de la fréquence et de la gravité des proliférations d'algues néfastes dues au climat.

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