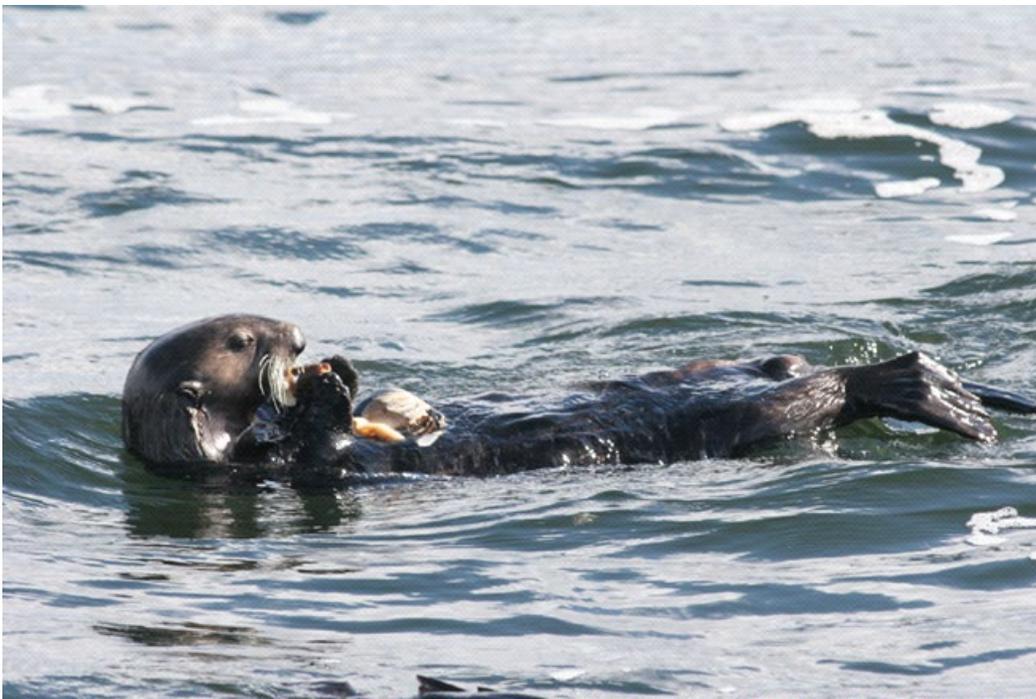


Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur la

Loutre de mer *Enhydra lutris*

au Canada



PRÉOCCUPANTE
2022

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. 2022. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la loutre de mer (*Enhydra lutris*) au Canada, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, xiii + 79 p. (<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril.html>).

Rapports précédents :

COSEPAC. 2007. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la loutre de mer (*Enhydra lutris*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, viii + 43 p. (<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril.html>).

COSEPAC. 2000. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la loutre de mer (*Enhydra lutris*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, v + 18 p. (<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril.html>).

Watson, J.C., G.M. Ellis, T.G. Smith et J.K.B. Ford. 1996. COSEWIC update status report on the sea otter *Enhydra lutris* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. 1-18 pp.

Note de production :

Le COSEPAC remercie Linda Nichol, Erin Foster et Jane Watson d'avoir rédigé le rapport de situation sur la loutre de mer (*Enhydra lutris*) 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 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

Tél. : 819-938-4125

Télec. : 819-938-3984

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

Also available in English under the title "COSEWIC assessment and status report on the Sea Otter *Enhydra lutris* in Canada".

Photo de la couverture :

Loutre de mer — Photo : B. Gisborne.

© Sa Majesté le Roi du Chef du Canada, 2022.

N° de catalogue CW69-14/80-2022F-PDF

ISBN 978-0-660-44323-2



COSEPAC

Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – mai 2022

Nom commun

Loutre de mer

Nom scientifique

Enhydra lutris

Statut

Préoccupante

Justification de la désignation

La disparition de ce mammifère marin de la Colombie-Britannique au début du XX^e siècle est le résultat du commerce des fourrures dans le maritime du Pacifique. L'espèce a été réintroduite dans la province entre 1969 et 1972. La population a augmenté depuis et s'établit à environ 4 000 individus matures, ce qui représente 15 % de l'effectif historique estimé. L'espèce occupe de 33 à 50 % de son aire de répartition historique en Colombie-Britannique, mais elle n'est pas encore tout à fait hors de danger au Canada. L'espèce, qui dépend de sa fourrure pour rester au chaud et dont les individus se séparent en grands groupes selon le sexe, est particulièrement vulnérable aux effets de la principale menace qui pèse sur elle, soit la contamination par les hydrocarbures. Plusieurs sources d'hydrocarbures sont possibles, mais le plus grand risque provient de la navigation, qui devrait continuer à s'intensifier dans un avenir prévisible. Un grand déversement pourrait toucher de très grandes portions de l'aire de répartition actuelle, rendant ainsi l'espèce particulièrement vulnérable. Parmi les autres menaces figurent les contaminants, l'empêchement dans les engins de pêche, la persécution, les changements climatiques et les collisions avec les bateaux. Les agents pathogènes et les perturbations humaines pourraient également poser un risque. Par conséquent, l'espèce pourrait devenir « menacée » si ces menaces ne sont pas adéquatement atténuées ou gérées.

Répartition

Colombie-Britannique, océan Pacifique

Historique du statut

Espèce désignée « en voie de disparition » en avril 1978. Réexamen et confirmation du statut en avril 1986. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « menacée » en avril 1996 et en mai 2000. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « préoccupante » en avril 2007. Réexamen et confirmation du statut en mai 2022.



COSEPAC
Résumé
Loutre de mer
Enhydra lutris

Description et importance de l'espèce sauvage

La loutre de mer (*Enhydra lutris*) est le plus petit mammifère marin et le seul membre de la famille des Mustélidés à accomplir tous les aspects de son cycle vital dans l'océan. La loutre de mer est unique parmi les mammifères marins, car elle dépend de l'air emprisonné dans sa fourrure épaisse et d'un rythme métabolique élevé pour conserver sa chaleur. Ses membres postérieurs sont en forme de nageoires pour lui permettre de nager, et ses membres antérieurs lui permettent de saisir ses proies. En se nourrissant d'invertébrés herbivores tels que les oursins, la loutre de mer réduit la pression de broutage et favorise la croissance des algues brunes. En raison de cet effet sur la structure de la communauté, la loutre de mer est considérée comme une espèce clé. Elle revêt une importance culturelle pour les peuples autochtones et, bien que sa conservation soit une réussite, l'espèce suscite également une controverse, car, en limitant l'abondance et la taille de ses proies, elle rivalise avec les humains pour les ressources.

Répartition

La loutre de mer était présente dans les zones côtières du nord du Japon, les îles Aléoutiennes et le long de la côte ouest de l'Amérique du Nord jusqu'au centre de la Basse-Californie, au Mexique. Elle avait disparu de la majeure partie de son aire de répartition, y compris de la Colombie-Britannique, à cause du commerce maritime de la fourrure dans le Pacifique, qui s'est déroulé de la fin du XVIII^e siècle jusqu'en 1911. La loutre de mer a été réintroduite en Colombie-Britannique de 1969 à 1972, lorsque 89 individus, capturés dans deux régions de l'Alaska, ont été transférés sur la côte ouest de l'île de Vancouver. Par le passé, la loutre de mer occupait probablement les zones côtières de la Colombie-Britannique, et la population actuelle occupe de 33 à 50 % de cette aire de répartition.

Habitat

L'étendue de l'habitat de la loutre de mer est délimitée par la capacité de l'espèce à plonger jusqu'au fond de l'océan pour s'alimenter; la plupart des plongées destinées à l'alimentation se font à des profondeurs de moins de 40 mètres. En Colombie-Britannique, cette espèce est le plus abondante dans les zones rocheuses exposées, mais elle dépend aussi beaucoup des zones à sédiments mous.

Biologie

Les femelles atteignent la maturité sexuelle vers l'âge de trois à cinq ans, tandis que les mâles peuvent se reproduire vers l'âge de cinq à six ans, lorsqu'ils ont atteint la maturité sociale, même s'ils peuvent atteindre la maturité sexuelle plus tôt. Les femelles peuvent vivre jusqu'à environ 20 ans, et les mâles, jusqu'à environ 15 ans. Les femelles donnent naissance à un seul petit, à peu près une fois par année, et celui-ci dépend de sa mère pendant les six à huit premiers mois. En Colombie-Britannique, la loutre de mer se nourrit d'invertébrés, notamment de bivalves, d'escargots, d'oursins, de vers et de crabes, dans un petit domaine vital qu'elle occupe tout au long de sa vie.

Taille et tendances des populations

En Colombie-Britannique, les tendances en matière de croissance de la population de loutres de mer sont calculées à partir de dénombrements directs. Les dénombrements sont complétés par des estimations dans les cas où de petites zones (moins de 10 % de la superficie totale) ne peuvent pas être étudiées. L'évaluation de la situation de 2007 était fondée sur une taille de population estimée de 3 185 individus datant de 2004. D'après de récents dénombrements, il y avait au moins 4 712 individus en 2008, 6 754 en 2013 et 8 110 en 2017. Il est présumé que 50 % de ces individus avaient atteint la maturité. De 1977 à 1995, la population a connu une croissance moyenne de 20,1 % par année, mais cette croissance a ralenti pour s'établir à 8,7 % par année au cours de la période de 1995 à 2017. L'abondance historique de la loutre de mer en Colombie-Britannique, selon une estimation modélisée de la capacité de charge, pourrait avoir été de 52 000 individus. Ainsi, en 2017, la loutre de mer pourrait avoir atteint environ 14 à 17 % de son abondance historique au Canada. Les facteurs liés à la densité (ceux qui sont déterminés par la densité de l'espèce), comme la disponibilité des proies, régulent habituellement la croissance de la population. Dans les zones occupées depuis longtemps, où les proies constituent un facteur limitatif, le nombre d'individus demeure stable ou augmente lentement, tandis que dans les zones nouvellement occupées, où les proies ne constituent pas un facteur limitatif, la croissance pourrait être exponentielle.

Menaces et facteurs limitatifs

La contamination par les hydrocarbures constitue la plus grande menace qui pèse sur la loutre de mer. Les hydrocarbures détruisent les propriétés imperméables de la fourrure, provoquant une hypothermie et souvent la mort. La loutre de mer ingère des hydrocarbures lorsqu'elle se nettoie et mange des proies contaminées, ce qui provoque des lésions aux organes, puis la mort. Les agrandissements de ports en cours et proposés à Vancouver et à Prince Rupert, en Colombie-Britannique, et dans l'État de Washington au cours des 15 prochaines années devraient augmenter considérablement le trafic maritime (p. ex. pétroliers, vraquiers et porte-conteneurs). La circulation des pétroliers devrait à elle seule doubler par rapport aux volumes de 2012. La menace de déversement d'hydrocarbures s'accroît avec l'augmentation du transport maritime. Un déversement majeur pourrait affecter l'ensemble de l'aire de répartition actuelle de la loutre de mer en Colombie-Britannique. Les autres menaces comprennent les contaminants organiques

persistants, l'empêchement dans les engins de pêche, la chasse illégale, les collisions avec les navires, les changements climatiques et possiblement les perturbations du comportement attribuables aux activités humaines.

Les facteurs qui peuvent limiter la croissance des populations de loutres de mer comprennent les agents pathogènes et les biotoxines provenant des proliférations d'algues. En Californie, les infections causées par le *Toxoplasma gondii* et par le *Sarcocystis neurona* (parasites de félinés et d'opossums, respectivement) sont une source de mortalité importante, surtout dans les régions où la loutre de mer dispose de ressources limitées. Bien que ces agents pathogènes aient été détectés chez la loutre de mer en Colombie-Britannique, leur rôle dans la limitation des populations est inconnu.

Protection, statuts et classements

Le COSEPAC a désigné la loutre de mer espèce en voie de disparition en 1978 et en 1986, puis menacée en 1996 et de nouveau en 2000. La plus récente réévaluation du COSEPAC, en mai 2022, a évalué l'espèce comme étant préoccupante. Le statut attribué par le COSEPAC en 2000 a mené, en 2003, à l'inscription de la loutre de mer en tant qu'espèce menacée à la *Loi sur les espèces en péril* (LEP), alors nouvellement adoptée. En 2007, le COSEPAC a réévalué la loutre de mer et l'a désignée espèce préoccupante, et, en 2009, il l'a reclassée à ce titre à l'annexe 1 de la LEP. À l'échelle fédérale, la *Loi sur les pêches* et le *Règlement sur les mammifères marins* protègent la loutre de mer contre les perturbations et le harcèlement, tandis qu'à l'échelle provinciale, l'espèce est protégée par le *Wildlife Act* de la Colombie-Britannique. NatureServe a accordé à la loutre de mer la cote mondiale « en sécurité », mais l'espèce figure sur la liste bleue (espèce préoccupante) de la Colombie-Britannique. L'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) a inscrit la loutre de mer à la liste des espèces en voie de disparition en raison des déclinés marqués dans le sud-ouest de l'Alaska et en Russie.

RÉSUMÉ TECHNIQUE

Enhydra lutris

Loutre de mer

Sea Otter

Répartition au Canada : Colombie-Britannique, océan Pacifique

Données démographiques

<p>Durée d'une génération (généralement, âge moyen des parents dans la population). Une fourchette de durées de génération a été calculée à l'aide de la formule suivante :</p> <p>Durée de gén. = (âge à la première reproduction + (z)(longévité_(min ou max) - âge à la première reproduction), où z = constante déterminée par la survie et la fécondité relative des individus jeunes par rapport à celle des individus âgés; âge à la première reproduction chez la loutre de mer = 3 ans; fourchette de longévité = 15 à 20 ans; z est établi à 0,33. Fourchette de durées de génération = (3 + 0,33[15-3]) à (3 + 0,33[20-3])</p> <p>Voir la section Cycle vital et reproduction.</p>	<p>7 à 9 ans</p>
<p>Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures?</p>	<p>Non</p>
<p>Pourcentage estimé de déclin continu du nombre total d'individus matures sur [cinq ans ou deux générations].</p>	<p>Aucun déclin au cours des 14 à 18 dernières années</p>
<p>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].</p> <p>Changement du nombre total d'individus (8 110 en 2017). Avant 2017, l'abondance sur 3 générations était de 668 en 1990 (si l'on présume une durée de génération de 9 ans) et de 1 527 en 1996 (si l'on présume une durée de génération de 7 ans et que l'on utilise les données du relevé le plus récent, soit celui de 1995).</p>	<p>Augmentation observée au cours des 3 dernières générations : 12 fois plus depuis 1990, 5 fois plus depuis 1996 (ou 8,7 % à 9,7 % par année [population totale])</p>
<p>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].</p> <p>Changement prévu du nombre total d'individus – depuis 1995, la croissance de la population n'a pas dépassé 8,7 % et rien n'indique que cette tendance va changer.</p>	<p>L'augmentation prévue sur 3 générations est de 9 % par année.</p>

<p>Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours de toute période [de dix ans ou trois générations], commençant dans le passé et se terminant dans le futur.</p> <p>Changement estimé du nombre total d'individus au cours des 10 prochaines et des 10 dernières années.</p>	<p>L'augmentation estimée du nombre total d'individus matures sur 3 générations comprenant le passé, le présent et le futur devrait se maintenir à environ 9 % par année.</p>
<p>Est-ce que les causes du déclin sont a) clairement réversibles et b) comprises et c) ont effectivement cessé?</p>	<p>Il n'y a aucun déclin. 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>Eaux côtières des côtes ouest et nord de l'île de Vancouver et du centre de la côte de la Colombie-Britannique, où la présence de la loutre de mer a été confirmée par des relevés ciblés et les connaissances traditionnelles autochtones (CTA). La superficie n'englobe pas les observations des individus solitaires à l'extérieur de cette aire continuellement occupée. La zone d'occupation indiquée dans le rapport du COSEPAC de 2007 (COSEWIC, 2007) était erronée.</p>	<p>36 980 km²</p>
<p>Indice de zone d'occupation (IZO)</p> <p>(Fournissez toujours une valeur établie à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté.) Une grille à carrés de 1 km de côté a également été appliquée en raison de la résolution des données sur l'aire de répartition.</p>	<p>Grille à carrés de 2 km de côté; 8 320 km² Grille à carrés de 1 km de côté; 7 055 km²</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>Un déversement majeur d'hydrocarbures pourrait affecter les individus de l'ensemble de l'aire de répartition.</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>

* Voir « Définitions et abréviations » sur le [site Web du COSEPAC](#) et le [site Web de l'IUCN](#) pour obtenir des précisions sur ce terme.

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?	Possible. L'augmentation du trafic maritime dans des parties de l'aire de répartition pourrait affecter l'habitat.
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de sous-populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation?	Non

Nombre d'individus matures dans chaque sous-population

Sous-population (utilisez une fourchette plausible)	Il n'y a aucune sous-population au Canada.
Total Il est présumé que le pourcentage d'individus matures de la population canadienne de loutres de mer correspond à 50 % du nombre total de loutres de mer dénombrées en 2017 (n = 8 110) (voir le texte).	4 055

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 plus longue période, jusqu'à un maximum de 100 ans, ou 10 % sur 100 ans].	Aucune analyse quantitative 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)

<p>Un calculateur des menaces a-t-il été rempli pour l'espèce? Oui</p> <p>Impact global des menaces attribué : très élevé-moyen, principalement à cause des effets potentiels d'un déversement catastrophique d'hydrocarbures à grande échelle, dont la probabilité d'occurrence est très faible.</p> <ul style="list-style-type: none"> i. Contamination par des déversements d'hydrocarbures (pétrole) (UICN 9.0 : impact élevé-moyen) ii. Empêchement dans des engins de pêche (pêche au crabe dormeur) (UICN 5.4 : impact moyen-faible) et chasse illégale (UICN 5.4 : impact moyen-faible) iii. Effets du réchauffement climatique sur les proies (UICN 11.1 : impact moyen-faible) <p>Quels sont les autres facteurs limitatifs pertinents?</p> <ul style="list-style-type: none"> i. Disponibilité des proies et de l'habitat ii. Prédation, agents pathogènes et biotoxines
--

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.	Sud-est de l'Alaska : non inscrite à la liste fédérale État de Washington : non inscrite à la liste fédérale; en voie de disparition selon la politique sur les espèces à statut particulier de l'État
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Oui, des mâles errants
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Oui
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Oui
Les conditions se détériorent-elles au Canada ⁺ ?	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?	Non. Une immigration est peu probable, car la loutre de mer fait preuve d'une grande fidélité aux sites et occupe des domaines vitaux relativement petits qui se chevauchent. De plus, des phénomènes catastrophiques sont susceptibles d'affecter les populations adjacentes.

Nature délicate de l'information sur l'espèce

L'information concernant l'espèce est-elle de nature délicate?	Non, mais certaines données sur l'emplacement des radeaux ne sont pas divulguées au public en raison du risque d'abattage illégal.
--	--

Historique du statut

COSEPAC : Espèce désignée « en voie de disparition » en avril 1978. Réexamen et confirmation du statut en avril 1986. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « menacée » en avril 1996 et en mai 2000. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « préoccupante » en avril 2007. Réexamen et confirmation du statut en mai 2022.

Statut et justification de la désignation

Statut Préoccupante (b)	Codes alphanumériques : Sans objet
-----------------------------------	--

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

Justification de la désignation :

La disparition de ce mammifère marin de la Colombie-Britannique au début du XX^e siècle est le résultat du commerce des fourrures dans le maritime du Pacifique. L'espèce a été réintroduite dans la province entre 1969 et 1972. La population a augmenté depuis et s'est établie à environ 4 000 individus matures, ce qui représente 15 % de l'effectif historique estimé. L'espèce occupe de 33 à 50 % de son aire de répartition historique en Colombie-Britannique, mais elle n'est pas encore tout à fait hors de danger au Canada. L'espèce, qui dépend de sa fourrure pour rester au chaud et dont les individus se séparent en grands groupes selon le sexe, est particulièrement vulnérable aux effets de la principale menace qui pèse sur elle, soit la contamination par les hydrocarbures. Plusieurs sources d'hydrocarbures sont possibles, mais le plus grand risque provient de la navigation, qui devrait continuer à s'intensifier dans un avenir prévisible. Un grand déversement pourrait toucher de très grandes portions de l'aire de répartition actuelle, rendant ainsi l'espèce particulièrement vulnérable. Parmi les autres menaces figurent les contaminants, l'empêchement dans les engins de pêche, la persécution, les changements climatiques et les collisions avec les bateaux. Les agents pathogènes et les perturbations humaines pourraient également poser un risque. Par conséquent, l'espèce pourrait devenir « menacée » si ces menaces ne sont pas adéquatement atténuées ou gérées.

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) :

Ne s'applique pas. La population canadienne connaît une augmentation depuis les années 1980, après une réintroduction effectuée de 1969 à 1972.

Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) :

Ne s'applique pas. La zone d'occurrence, de 36 980 km², et l'IZO, de 7 055 km², excèdent les seuils établis.

Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) :

Ne s'applique pas. L'estimation de la population canadienne de 4 055 individus matures est inférieure au seuil de désignation d'espèce menacée, mais il n'y a pas de déclin des effectifs.

Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) :

Ne s'applique pas. L'abondance de la population dépasse les seuils établis. L'espèce se qualifie presque au critère D2 de la catégorie « espèce menacée » en raison de son exposition aux menaces.

Critère E (analyse quantitative) :

Ne s'applique pas. Aucune analyse n'a été effectuée.

PRÉFACE

Depuis l'évaluation et le rapport de situation du COSEPAC sur la loutre de mer de 2007, les connaissances sur cette espèce ont beaucoup progressé.

Au Canada, la loutre de mer a continué à connaître une croissance de sa population et à étendre son aire de répartition géographique. L'espèce a maintenant atteint la capacité de charge (K) dans certaines régions du pays, ce qui aura une incidence sur le taux de croissance, la structure démographique et le taux de mortalité à l'avenir. Une densité de loutres de mer proche de la capacité de charge pourrait être un fait important car, chez l'espèce, la taille effective de la population (c.-à-d. suffisante pour altérer la structure de la communauté) peut être atteinte lorsqu'elle est proche de la capacité de charge (Soulé *et al.*, 2005).

Des études menées récemment en Californie ont révélé que l'épuisement des réserves énergétiques chez les femelles ayant des petits entraînait la mort de nombreuses mères, une condition connue en anglais sous le nom d'« end-lactation syndrome » (syndrome de fin de lactation, ou ELS). L'ELS est généralement associé aux femelles dans les zones où les ressources sont limitées et où la densité de loutres de mer est élevée ou proche de la capacité de charge (Chinn *et al.*, 2016). La grande quantité d'énergie nécessaire à la reproduction peut rendre les femelles plus vulnérables à d'autres facteurs limitatifs ou menaces et peut ralentir le taux de croissance de la population. De plus, les individus se trouvant dans des zones où les ressources sont limitées sont plus vulnérables aux changements de l'abondance des proies causés par des facteurs environnementaux ou des maladies (Davis *et al.*, 2019).

La disparition de la loutre de mer d'une grande partie de son aire de répartition, suivie de sa réintroduction dans certaines parties de son aire de répartition historique, a entraîné une perte importante de diversité génétique. Des études récentes ont révélé que la diversité génétique des populations de loutres de mer précédant le commerce de la fourrure était deux fois plus importante que celle des populations actuelles en Alaska, dans l'État de Washington et en Californie (Larson *et al.*, 2012).

Les menaces qui pèsent sur la loutre de mer sont mieux comprises. Les déversements d'hydrocarbures, qu'ils soient aigus ou chroniques, constituent la plus grande menace pour la loutre de mer, mais leur occurrence est très incertaine. Le trafic maritime le long de la côte de la Colombie-Britannique devrait doubler au cours des 10 à 15 prochaines années (Nuka Research, 2013, 2020), ce qui augmente considérablement la probabilité d'un déversement majeur d'hydrocarbures. Une immigration de source externe en cas de déversement majeur d'hydrocarbures est très peu probable. Les changements climatiques représentent également des menaces chroniques et aiguës potentielles, tant par l'acidification (changements de la chimie des carbonates) des espèces proies connues de la loutre de mer (p. ex. Gaylord *et al.*, 2015; Sunday *et al.*, 2016) que par la mortalité directe causée par les températures extrêmes des espèces intertidales servant également de proies à l'espèce (Seuront *et al.*, 2019).



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 (2022)

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 la

Loutre de mer

Enhydra lutris

au Canada

2022

TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE	4
Nom et classification.....	4
Description morphologique.....	5
Structure spatiale et variabilité de la population	5
Unités désignables	7
Importance de l'espèce.....	7
RÉPARTITION	9
Aire de répartition mondiale.....	9
Aire de répartition canadienne.....	11
Zone d'occurrence et zone d'occupation	13
Activités de recherche	14
HABITAT.....	16
Besoins en matière d'habitat	16
Tendances en matière d'habitat.....	17
BIOLOGIE	17
Cycle vital et reproduction	17
Physiologie et adaptabilité	19
Déplacements et dispersion	20
Relations interspécifiques.....	21
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS.....	23
Activités et méthodes d'échantillonnage.....	23
Abondance	25
Fluctuations et tendances.....	27
Immigration de source externe	31
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS	32
Menaces.....	32
Facteurs limitatifs.....	43
Nombre de localités.....	44
PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS	44
Statuts et protection juridiques	44
Statuts et classements non juridiques	46
Protection et propriété de l'habitat.....	46
REMERCIEMENTS.....	46
EXPERTS CONTACTÉS.....	47
SOURCES D'INFORMATION	47

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTRICES DU RAPPORT.....	71
---	----

Liste des figures

- Figure 1. Aire de répartition mondiale des trois sous-espèces de loutres de mer : historique (combinaison de gris et de noir) et actuelle (noir)..... 10
- Figure 2. Aire de répartition de la loutre de mer en Colombie-Britannique en 2004 et en 2017, y compris les endroits mentionnés dans le texte..... 12
- Figure 3. Tendances en matière de croissance de la population de loutres de mer en Colombie-Britannique présentée sous forme A) d'une échelle logarithmique et B) d'une échelle ordinale. Les points représentent les dénombrements utilisés dans la régression. La courbe noire représente la régression par morceaux. La tendance estimée est une croissance de 20,1 % par année jusqu'en 1995 (intervalles de confiance de la pente = 18,1-22,2 %), et de 8,7 % par année, après 1995 (intervalles de confiance de la pente = 3,3-13,3 %, $r^2 = 0,98$, $n = 21$). Les lignes tiretées rouges représentent les intervalles de confiance à 95 %. 30

Liste des tableaux

- Tableau 1. Estimations sommaires récentes de la taille des populations et de la variation des taux de croissance, par région. La variation des taux de croissance annuels rapportée concerne toute la période pendant laquelle la taille de la population a été étudiée ou estimée pour chaque région..... 14
- Tableau 2. Données de dénombrement utilisées pour calculer le taux de croissance de la population de loutres de mer en Colombie-Britannique. Les estimations comprennent des valeurs pour les segments de relevé qui n'ont pas été étudiés ou qui ne l'ont pas été complètement. Une interpolation a permis d'estimer le nombre d'individus dans ces zones (voir Nichol *et al.*, 2005).. 23

Liste des annexes

- Annexe 1. Évaluation des menaces de l'UICN qui pèsent sur la loutre de mer au Canada 72

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

Nom et classification

La loutre de mer (*Enhydra lutris*) est le plus petit mammifère marin (selon son poids) et le seul membre de la famille des Mustélinés à accomplir tous les processus de son cycle vital dans l'océan. Elle est la seule membre du genre *Enhydra*. Trois sous-espèces sont reconnues en fonction de la taille du crâne et de l'ADN mitochondrial (Wilson *et al.*, 1991; Cronin *et al.*, 1996).

Classe : Mammifères

Ordre : Carnivores

Famille : Mustélinés

Nom scientifique : *Enhydra lutris*

Sous-espèces : *Enhydra lutris lutris* (îles Kouriles, péninsule de Kamchatka, îles du Commandeur)

Enhydra lutris kenyoni (des îles Aléoutiennes jusqu'au centre de l'Alaska/réintroduite dans le sud-est de l'Alaska, en Colombie-Britannique, et dans l'État de Washington)

Enhydra lutris nereis (Californie)

Noms communs :

Aléoute : chngatux

Jargon commercial chinook : e-lak'-ha

Anglais : Sea Otter

Français : loutre de mer

Gitga'at ptoon

Gitx'aala p'ton

Haida : Kuu (Skidegate)

Ku (Haida Nord)

Heiltsuk : q\asá

Kwakwala : Kasa

Nuu-chah-nulth : Kwak^wat^l

Nuxalk nukwi

Nisga'a plo'on

Espagnol : nutria del Kamchatka, nutria marina

Description morphologique

Il existe un dimorphisme sexuel chez la loutre de mer. Le mâle adulte peut peser jusqu'à 46 kg et mesurer jusqu'à 148 cm de longueur, tandis que la femelle adulte peut peser jusqu'à 36 kg et atteindre 140 cm de longueur (Kenyon, 1969). À la naissance, les petits pèsent de 1,7 à 2,3 kg et mesurent jusqu'à 60 cm de longueur (Bodkin, 2003). Les individus qui vivent dans un habitat nouvellement occupé, où la nourriture n'est pas limitée, ont un poids supérieur (jusqu'à 28 % de plus pour le mâle et 16 % de plus pour la femelle) à celui des individus qui vivent dans des populations ayant atteint ou étant sur le point d'atteindre la capacité de charge, où la nourriture est limitée (Bodkin, 2003; NTC, 2019).

La loutre de mer a des pattes postérieures plates, semblables à des nageoires et pourvues de doigts allongés. Elle nage avec efficacité lorsqu'elle s'alimente sous l'eau ou lorsqu'elle se laisse flotter sur le dos à la surface de l'eau, mais elle est maladroite sur terre (Estes, 1980). Les puissants membres antérieurs de l'espèce sont bien adaptés pour les soins du pelage et pour capturer des proies invertébrées, mais ils ne sont pas utilisés pour la nage (Kenyon, 1969). La loutre de mer utilise ses pattes sensibles et ses vibrisses (moustaches) pour localiser ses proies (McKay Strobel *et al.*, 2018), et elle utilise souvent l'amas de peau lâche situé dans la région axillaire (aisselle) de ses membres antérieurs pour transporter ses proies à la surface de l'eau afin de les manger (Estes, 1980). Au lieu des dents coupantes (carnassières) propres à la plupart des carnivores, elle possède des molaires arrondies (bunodontes) adaptées pour briser la coquille dure de ses proies (Riedman et Estes, 1990).

La loutre de mer a peu de graisse corporelle pouvant lui servir d'isolant. Elle maintient plutôt un rythme métabolique exceptionnellement élevé et dépend d'une couche d'air emprisonnée sous sa fourrure épaisse pour maintenir sa température corporelle. Sa fourrure est constituée d'une couche extérieure de gros poils protecteurs (jarres) et d'un duvet comptant environ 100 000 poils par centimètre carré (Kenyon, 1969).

Dans les zones côtières, les observateurs inexpérimentés confondent parfois la loutre de mer avec la loutre de rivière (*Lontra canadensis*), qui est semi-aquatique, se rencontre aussi bien en eau douce qu'en eau salée et a un poids inférieur à celui de la loutre de mer (5 à 14 kg). La loutre de rivière a des pattes arrière palmées, plutôt qu'en forme de nageoires, et elle est agile sur la terre ferme, où elle se creuse un terrier et donne naissance à un maximum de six petits (habituellement de deux à trois) (Ceballos-G, 1999).

Structure spatiale et variabilité de la population

Les populations de loutres de mer de la Californie et de certaines parties de l'Alaska diffèrent génétiquement les unes des autres, tandis que les populations de loutres de mer transférées partagent la structure génétique de leurs populations d'origine (Bodkin, 1999; Larson *et al.*, 2012). La structure génétique unique des individus de la Californie pourrait découler d'un isolement extrême à la suite du commerce de la fourrure (S. Larson, comm. pers., 2020). Aucun échantillonnage génétique à petite échelle n'a été réalisé pour les populations existantes, mais il pourrait révéler que la loutre de mer présente une structure

de population clinale et subtile dans toute son aire de répartition (D. Monson, comm. pers., 2020). La structure génétique d'anciennes populations de loutres a été étudiée à l'aide d'os provenant d'anciens amas de coquillages antérieurs au commerce de la fourrure, puis comparée aux populations existantes de loutres de mer (Larson *et al.*, 2012).

Les estimations du F_{ST} (indice de fixation, une mesure de la différenciation génétique des populations) étaient faibles à modérées parmi les populations précédant le commerce de la fourrure (fourchette : 0,031-0,274) et parmi les populations contemporaines (existantes) (fourchette : 0,170-0,295). Dans les populations ancestrales, ces valeurs de F_{ST} semblent indiquer une répartition continue des loutres de mer dans leur aire de répartition, avec un mélange génétique (Larson *et al.*, 2012), bien que de telles valeurs puissent également refléter les pratiques commerciales des Autochtones. Dans les populations de loutres de mer récentes, des valeurs de F_{ST} aussi faibles pourraient indiquer un mélange génétique, mais elles sont principalement attribuables aux similitudes entre les populations transférées et leurs populations d'origine en Alaska (Larson *et al.*, 2012).

En 1911, le commerce maritime de la fourrure avait réduit la population mondiale de loutres de mer à moins de 2 000 individus, soit environ 1 à 2 % des effectifs précédant l'exploitation (Kenyon, 1969). Ce goulot d'étranglement a entraîné une diminution importante de la diversité génétique parmi les populations actuelles de loutres de mer de la Californie, de l'État de Washington et de l'Alaska, comparativement à celle des populations précédant le commerce de la fourrure (selon des échantillons archéologiques), c'est-à-dire une perte chez les loutres de mer d'aujourd'hui d'au moins 62 % des allèles et de 43 % de l'hétérozygotie (Larson *et al.*, 2002a; Larson *et al.*, 2012).

En Colombie-Britannique, la loutre de mer a subi au moins deux goulots d'étranglement génétique : le premier, à l'échelle mondiale, a provoqué la quasi-disparition de l'espèce à la suite du commerce de la fourrure, et le deuxième, à l'échelle régionale, a été causé par l'introduction d'un petit nombre d'individus dans la province ($n = 89$). Comme la population de loutres de mer de la Colombie-Britannique a été fondée par des individus transférés de deux populations sources de l'Alaska, elle présente une plus grande diversité des haplotypes (ADNmt) que l'une ou l'autre des deux populations sources de l'Alaska (Bodkin *et al.*, 1999).

La loutre de mer était probablement disparue de la Colombie-Britannique en 1929 (Cowan et Guiguet, 1960). Les individus réintroduits dans la province (de 1969 à 1972) ont été capturés dans l'île Amchitka ($n = 29$) et le golfe du Prince William ($n = 60$), en Alaska (Bigg et MacAskie, 1978). Des réintroductions semblables ont été effectuées pendant la même période dans le sud-est de l'Alaska, dans l'État de Washington et en Oregon. Toutes les réintroductions ont été couronnées de succès, sauf celle en Oregon (Jameson *et al.*, 1982). Des études génétiques semblent indiquer qu'il n'y a aucune perte importante de la diversité des haplotypes d'ADNmt entre les populations reliques de l'espèce (qui ont connu un goulot d'étranglement) et les populations réintroduites (qui ont connu deux goulots d'étranglement) (Bodkin *et al.*, 1999; Larson *et al.*, 2002b). Toutefois, la perte de la diversité génétique parmi les populations réintroduites pourrait avoir été grandement évitée (du

moins parmi les populations qui sont issues d'au moins 20 à 30 individus) grâce à la durée relativement courte du goulot d'étranglement et à la croissance rapide des populations (Bodkin *et al.*, 1999; Larson *et al.*, 2002b; Gagne *et al.*, 2018).

En 1989, des femelles accompagnées de leur petit ont été signalées pour la première fois sur la côte centrale de la Colombie-Britannique, à plus de 235 km de distance de la population réintroduite dans l'île de Vancouver (British Columbia Parks, 1995). L'origine de ces individus était alors inconnue (Watson *et al.*, 1997), mais l'analyse génétique de 18 échantillons de loutres de mer recueillis le long de la côte centrale de la Colombie-Britannique a révélé deux haplotypes d'ADNmt correspondant à ceux des loutres provenant de l'île Amchitka et du golfe du Prince William, donnant ainsi à penser que les loutres de la côte centrale de la Colombie-Britannique sont probablement des descendantes de celles qui ont été réintroduites à partir des populations sources de l'Alaska, et non des reliques de la population initiale disparue de la Colombie-Britannique (L. Barrett-Lennard, comm. pers., 2004).

En termes de structure de population, la loutre de mer occupe un petit domaine vital toute l'année, ce qui crée une structure démographique à des échelles spatiales inférieures à plusieurs centaines de kilomètres carrés (Bodkin, 2015; Nichol *et al.*, 2015, 2020).

Unités désignables

Il n'existe aucune preuve de distinction génétique ou morphologique, de disjonctions importantes sur le plan de l'évolution ou de variations écogéographiques parmi les loutres de mer canadiennes si bien qu'une seule population, ou unité désignable, de loutres de mer est reconnue au Canada.

Importance de l'espèce

La loutre de mer est importante sur le plan culturel pour les peuples autochtones depuis des milliers d'années (p. ex. Uu-a-thl-uk, 2011; Salomon *et al.*, 2015). Traditionnellement, la loutre de mer était très prisée pour sa fourrure épaisse et chaude et pour sa viande (p. ex. Arima, 1983; Arima et Hoover, 2011). Les membres de haut rang des Premières Nations côtières utilisaient les peaux de loutre de mer comme robes de cérémonie et ornements traditionnels, comme dots, comme literie et comme isolant dans les canots (p. ex. Uu-a-thluk, 2011; Salomon *et al.*, 2015; Sea Otter Recovery, s.d.). Les peaux faisaient l'objet d'un vaste commerce entre les Premières Nations côtières bien avant l'arrivée des Européens et le commerce maritime de la fourrure (McMillan, 1999; Uu-a-thluk, 2011).

Après sa quasi-disparition à la suite du commerce maritime de la fourrure, la loutre de mer a connu un rétablissement remarquable, principalement grâce aux mesures de protection prévues dans les lois, de l'abondance d'habitat convenable inoccupé et des réintroductions réussies (Mason et MacDonald, 1990). Toutefois, bien que les populations de loutres de mer aient fait preuve d'une capacité de rétablissement, les déclinés phénoménaux dans le sud-ouest de l'Alaska et en Russie montrent que les populations peuvent subir un déclin de façon rapide et inattendue (Bodkin et Monson, 2003; IUCN, 2015).

La loutre de mer est considérée comme une espèce clé, car elle exerce une forte influence écologique sur la structure des communautés du littoral (Estes et Palmisano, 1974; Hughes *et al.*, 2013, 2016; Singh *et al.*, 2013) et une importante force de sélection sur les caractéristiques du cycle vital de ses proies (Watson, 2000; Estes *et al.*, 2005; Lee *et al.*, 2016). Elle réduit la pression de broutage en se nourrissant d'invertébrés herbivores, comme l'oursin vert, ce qui permet aux algues brunes de croître et, par le fait même, transforme la structure de la communauté, qui passe d'une communauté dominée par les brouteurs à une communauté abritant des algues brunes (Breen *et al.*, 1982; Watson, 1993; Estes et Duggins, 1995; Watson et Estes, 2011). Dans les zones où vivent des loutres de mer, les invertébrés brouteurs sont généralement plus petits et fréquentent les crevasses, où ils évitent la prédation par les loutres et agissent en tant que détritivores, se nourrissant d'algues dérivantes (Watson, 2000; Lee *et al.*, 2016; NTC, 2019).

Selon une recherche dans les îles Aléoutiennes, les communautés comptant des loutres de mer sont deux ou trois fois plus productives que celles d'où l'espèce est absente grâce à la présence de dioxyde de carbone issu des algues (Duggins *et al.*, 1989). Les communautés algales subviennent aux besoins d'une plus grande abondance et d'une plus grande diversité d'espèces de poissons (Reisewitz *et al.*, 2006), améliorent le recrutement des poissons (Markel et Shurin, 2015) et fournissent d'importants services écosystémiques tels que la séquestration du dioxyde de carbone et l'augmentation de la production à proximité du littoral (Gegr, 2016; Gegr *et al.*, 2020). L'hypothèse de « l'autoroute d'algues » porte aussi à croire que les forêts d'algues productives de la côte du Pacifique, favorisées par les loutres de mer qui s'y nourrissent, auraient pu permettre la migration de la population côtière vers les Amériques (Erlandson *et al.*, 2007). Enfin, Hughes *et al.* (2013) ont constaté que la recherche de nourriture par la loutre de mer à Elkhorn Slough, le long de la côte centrale de la Californie, a entraîné une cascade trophique contribuant à l'atténuation des effets négatifs du ruissellement agricole sur les communautés de zostère.

La loutre de mer peut limiter l'abondance, la répartition et la taille de ses proies (Morris *et al.*, 1979, 1981; Breen *et al.*, 1982; Watson, 1993; Watson et Smith, 1996; Watson, 2000; Watson et Estes, 2011; Larson *et al.*, 2013; Reidy et Cox, 2013; Lee *et al.*, 2016; Rechsteiner *et al.*, 2019; Pinkerton *et al.*, 2019) et exerce une importante force de sélection sur l'évolution des caractéristiques du cycle vital des invertébrés lui servant de proies (Watson, 2000; Estes *et al.*, 2005; Lee *et al.*, 2016). En présence de la loutre de mer, il est peu probable que les espèces invertébrées lui servant de proies atteignent des densités ou des tailles exploitables à des fins commerciales. En Colombie-Britannique, la pêche commerciale de nombreux invertébrés subtidiaux et intertidaux a probablement été

rendue possible par la disparition de la loutre de mer (Watson et Smith, 1996; Watson, 2000; Reidy et Cox, 2013; Lee *et al.*, 2016, 2019). La loutre de mer influe sur l'abondance et la taille des espèces de palourdes et de myes (Kvitek *et al.*, 1992) ainsi que sur la disponibilité de ces mollusques bivalves pour tous les cueilleurs (Pinkerton *et al.*, 2019). L'expansion de l'aire de répartition de la loutre de mer suscite des inquiétudes concernant la diminution de la disponibilité des ressources invertébrées pour les pêcheurs commerciaux, autochtones et récréatifs. Par conséquent, cette expansion et la croissance continue de la population de loutres sont très controversées (Carswell *et al.*, 2015; Pinkerton *et al.*, 2019; Burt, 2019). Dans de nombreuses régions, une compétition réelle ou perçue avec la loutre de mer pour les ressources a mené les pêcheurs d'invertébrés à demander à ce que l'expansion de l'aire de répartition de la loutre de mer et la croissance de sa population soient restreintes ou limitées (Carswell *et al.*, 2015; Reidy, 2019). De tels sentiments peuvent également entraîner l'abattage illégal de loutres de mer (voir la section **Menaces – abattage ciblé**).

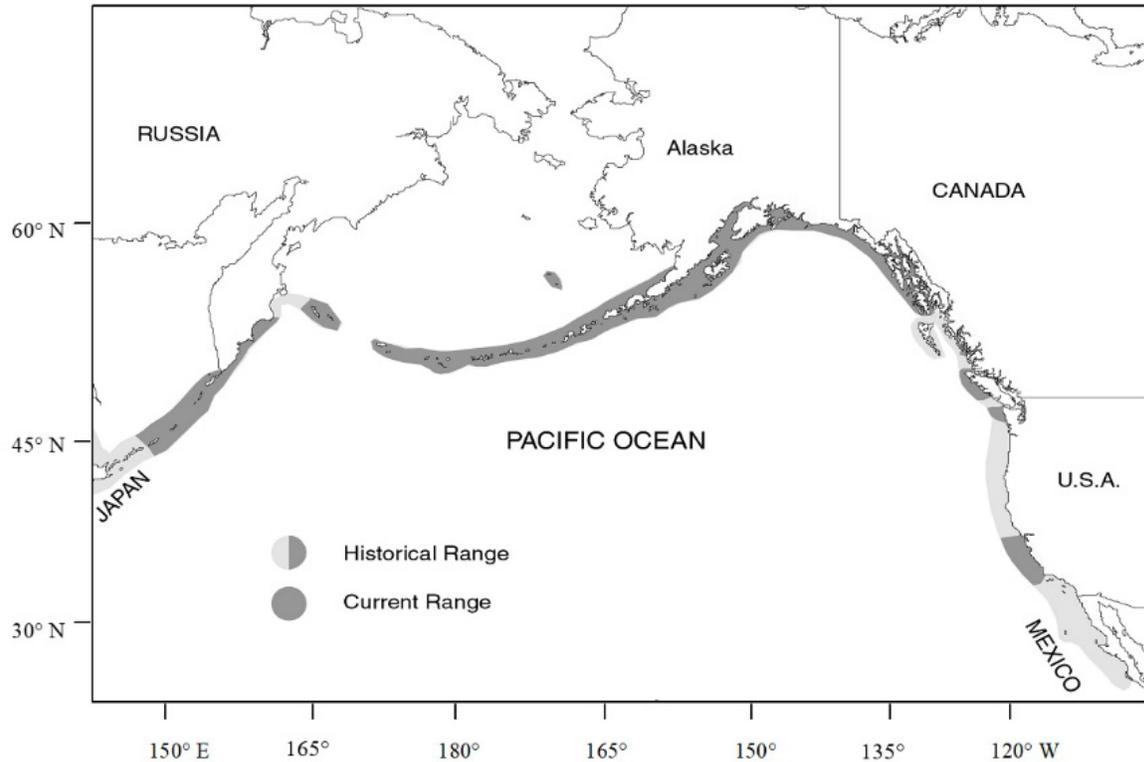
La loutre de mer est devenue un symbole de la conservation en raison de la disparition qu'elle a évitée de justesse, de son rôle dans la structuration des communautés littorales, de son importance historique et de sa vulnérabilité aux déversements d'hydrocarbures. Elle suscite l'intérêt croissant de l'industrie touristique (observation des espèces sauvages) au Canada et ailleurs maintenant que les gens sont plus conscients de sa présence (Loomis, 2006; Poirier, 2006; Martone *et al.*, 2020; Gregr *et al.*, 2020). Cette espèce, qui vit bien en captivité, est très populaire dans les zoos et les aquariums. Elle fait partie du nombre restreint de mammifères autres que les primates à utiliser des outils, notamment pour briser la coquille dure de ses proies invertébrées (Hall et Schaller, 1964). L'utilisation d'outils chez la loutre de mer pourrait être un comportement inné (Tinker *et al.*, 2008a; Staedler, 2011), plus fréquent chez les populations de loutres de mer se nourrissant de palourdes, de myes et d'escargots à coquille épaisse (Fujii *et al.*, 2015; 2017).

RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

La loutre de mer occupe les zones côtières peu profondes du Pacifique Nord et, avant le commerce maritime de la fourrure, son aire de répartition s'étendait depuis le nord du Japon jusqu'au centre de la Basse-Californie, au Mexique (Kenyon, 1969; figure 1). L'exploitation commerciale, qui a débuté dans les années 1740, a failli mener à la disparition de l'espèce dans l'ensemble de son aire de répartition (Kenyon, 1969). Au cours des 200 dernières années, des populations reliques de loutres de mer se sont naturellement rétablies dans certaines régions et s'étendent maintenant de façon fragmentée depuis le golfe de l'Alaska jusqu'à la péninsule du Kamchatka et l'archipel des Kouriles, en passant par l'archipel des Aléoutiennes, ainsi que le long de la côte de la Californie. L'aire de répartition des populations de loutres de mer réintroduites s'étend dans le sud-est de l'Alaska, en Colombie-Britannique et dans l'État de Washington (Jameson *et al.*, 1982; Estes, 1990). En 2015, les populations réintroduites représentaient environ 30 % des quelque 150 000 loutres de mer existantes et occupaient plus de 50 % de l'aire de

répartition historique de l'espèce (Bodkin, 2015). Environ 5 à 10 % de l'aire de répartition mondiale de la loutre de mer se trouve au Canada (calculé à l'aide des valeurs présentées dans IUCN, 2015).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Russia = Russie

Alaska = Alaska

Canada = Canada

Japan = Japon

Pacific Ocean = Océan Pacifique

U.S.A = États-Unis

Mexico = Mexique

Historial Range = Aire de répartition historique

Current Range = Aire de répartition actuelle

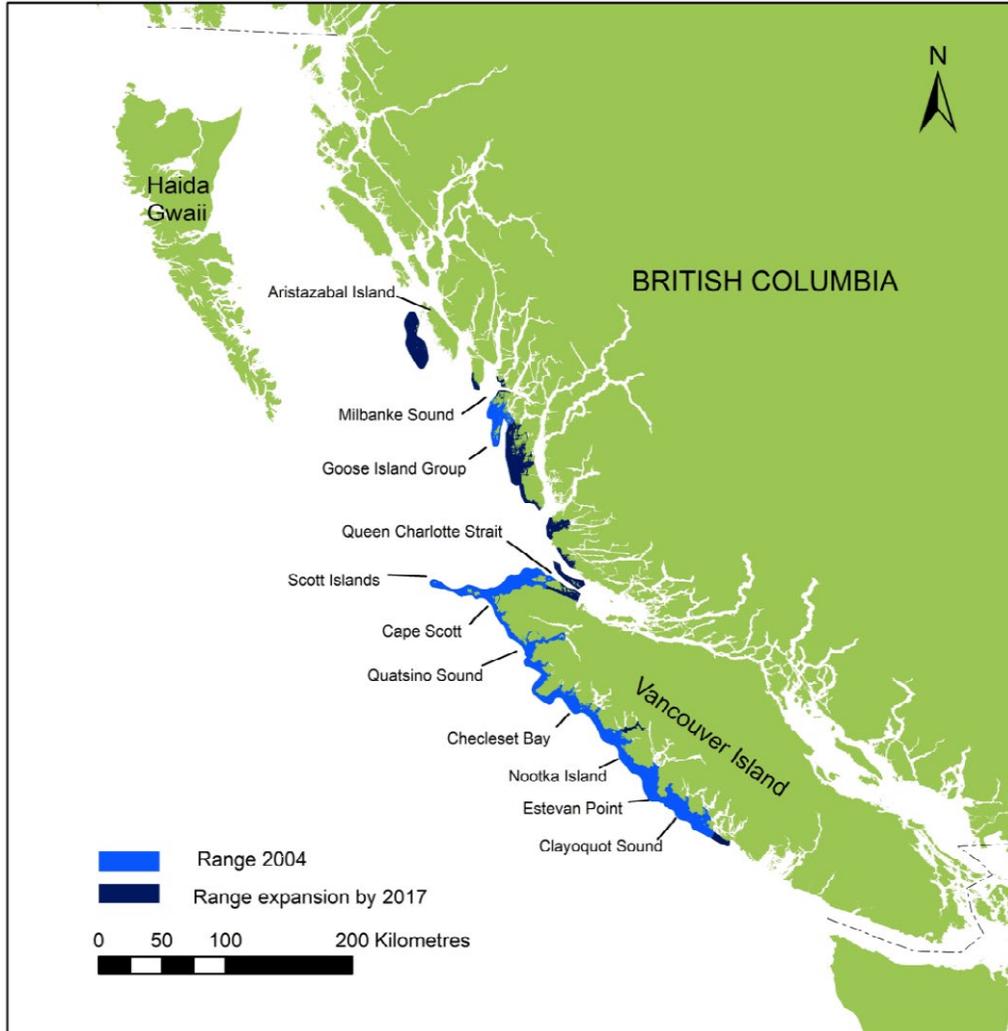
120° W = 120° O

Figure 1. Aire de répartition mondiale des trois sous-espèces de loutres de mer : historique (combinaison de gris et de noir) et actuelle (noir).

Aire de répartition canadienne

Dans le cadre des activités de réintroduction de la loutre de mer en Colombie-Britannique, 89 individus ont été relâchés au total dans la baie Checleset, sur la côte ouest de l'île de Vancouver, à savoir 29 individus capturés à l'île Amchitka en 1969 ainsi que 14 et 46 individus capturés dans le golfe du Prince William en 1970 et en 1972, respectivement. Jusqu'en 1987, la loutre de mer fréquentait deux zones le long de la côte ouest de l'île de Vancouver, soit la baie Checleset et le récif Bajo, au large de l'île Nootka, située à 75 km au sud-est de la baie Checleset (figure 2). En 1992, l'aire de répartition de la population s'est agrandie de manière continue le long de l'île de Vancouver, depuis la pointe Estevan jusqu'à la baie Quatsino (Watson *et al.*, 1997). En 2004, l'aire de répartition de l'espèce le long de l'île de Vancouver s'étendait vers le nord, depuis l'île Vargas, située dans la baie Clayoquot, jusqu'au cap Scott, et vers l'est, jusqu'à l'île Hope, située dans le détroit de la Reine-Charlotte (Nichol *et al.*, 2005; figure 2). Depuis la dernière évaluation (COSEWIC, 2007), l'aire de répartition de la population de loutres de mer s'est étendue le long des côtes ouest et nord-est de l'île de Vancouver (Nichol *et al.*, 2009, 2015, 2020; figure 2).

En 1989, des femelles accompagnées de leur petit ont été signalées près des îles Goose, au large de la côte centrale de la Colombie-Britannique (figure 2), ce qui indiquait que l'espèce était bien établie dans cette région (British Columbia Parks, 1995). En 2004, l'aire de répartition de l'espèce s'étendait vers le nord de manière continue depuis le sud de l'archipel Goose jusqu'au cap Mark, situé en bordure du détroit de Milbanke, en passant par le détroit Queens (figure 2; Nichol *et al.*, 2005). Depuis le rapport de situation de 2007 (COSEWIC, 2007), l'aire de répartition de la loutre de mer s'est également étendue vers le nord et le sud, le long de la côte continentale de la Colombie-Britannique (Nichol *et al.*, 2009, 2015, 2020; figure 2).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Haida Gwaii = Haida Gwaii
 British Columbia = Colombie-Britannique
 N = N
 Vancouver Island = Île de Vancouver
 Aristazabal Island = Île Aristazabal
 Milbanke Sound = Détroit de Milbanke
 Goose Island Group = Archipel Goose
 Queen Charlotte Strait = Détroit de la Reine-Charlotte
 Scott Islands = Îles Scott
 Cape Scott = Cap Scott
 Quatsino Sound = Baie Quatsino
 Checleset Bay = Baie Checleset
 Nootka Island = Île Nootka
 Estevan Point = Pointe Estevan
 Clayoquot Sound = Baie Clayoquot
 Range 2004 = Aire de répartition en 2004
 Range expansion by 2017 = Expansion de l'aire de répartition en 2017
 200 Kilometres = 200 kilomètres

Figure 2. Aire de répartition de la loutre de mer en Colombie-Britannique en 2004 et en 2017, y compris les endroits mentionnés dans le texte.

L'étendue de l'aire de répartition de la loutre de mer en Colombie-Britannique n'est pas continuellement occupée. Des radeaux (ou groupes) de loutres de mer mâles, qui se déplacent vers de l'habitat inoccupé lorsque les ressources deviennent limitées, passent souvent par de l'habitat convenable sans s'y arrêter, le laissant temporairement inoccupé (Lubina et Levin, 1988; Krkosek *et al.*, 2007; Lafferty et Tinker, 2014). Les femelles, probablement de jeunes individus sans domaine vital (D. Monson, comm. pers., 2020), occupent graduellement les zones laissées vacantes ou ignorées par les mâles (Loughlin, 1980; Garshelis *et al.*, 1984; Wendell *et al.*, 1986; Jameson, 1989). En Colombie-Britannique, des individus solitaires sont périodiquement signalés à l'extérieur de l'aire de répartition établie, mais ces observations ne sont pas incluses dans le calcul de l'étendue de l'aire de répartition, lequel est fondé sur la répartition des radeaux de loutres de mer lors des relevés ciblés (voir Ford, 2014 pour la carte des observations à l'extérieur des limites de l'aire de répartition). Par exemple, en 2019, des relevés effectués dans le sud de Haida Gwaii ont permis de localiser quelques individus épars, dont une femelle et son petit. Ces individus s'ajoutaient à une femelle et son petit signalés dans la même zone en 2017. Bien qu'elles ne soient pas incluses dans l'estimation de la population de loutres de mer de la Colombie-Britannique, ces observations confirment que l'aire de répartition de l'espèce s'étend vers l'ouest (Parcs Canada, Council of the Haida Nation et MPO, données inédites; L. Lee, comm. pers., 2019) et orienteront de futurs relevés.

Si l'on se fie au type d'habitat où la loutre de mer est actuellement présente en Colombie-Britannique, dans l'État de Washington et en Alaska, il est probable que la majeure partie de la côte de la Colombie-Britannique était fréquentée autrefois par l'espèce, bien que sa présence ait pu être rare dans les nombreux fjords profonds, communs le long de la côte (voir Gregr *et al.*, 2008). La population actuelle de loutres de mer occupe de 33 à 50 % de l'aire de répartition historique de l'espèce au Canada.

Zone d'occurrence et zone d'occupation

Les calculs de la zone d'occupation de la loutre de mer sont fondés sur la répartition des individus lors de relevés ciblés et les connaissances traditionnelles autochtones (CTA). Les calculs ne tiennent pas compte des observations d'individus solitaires à l'extérieur de l'aire de répartition. En raison de l'état actuel des connaissances sur la répartition de l'espèce, de la petite taille du domaine vital, des déplacements limités des individus et des profondeurs auxquelles l'espèce s'alimente, il est possible qu'une grille à carrés de 1 km soit plus appropriée pour évaluer l'indice de zone d'occupation (IZO).

Selon des données de relevés de 2017, la zone d'occurrence établie selon la méthode du plus petit polygone convexe englobant l'aire de répartition actuelle est de 36 980 km². L'IZO établi d'après une grille à carrés de 2 km de côté est de 8 320 km². Selon une grille à carrés de 1 km de côté, utilisée pour éliminer les zones terrestres comprises dans la grille à carrés de 2 km de côté, l'IZO est de 7 055 km². L'estimation précédente de l'occupation de l'aire de répartition présentée dans le rapport du COSEPAC (COSEWIC, 2007) était fondée sur l'étendue de l'aire de répartition jusqu'en 2004, mais il y avait une erreur dans le calcul de la zone d'occupation (km²). La région définie, présentée dans une carte du rapport de 2007, était correcte, mais le calcul de sa superficie était erroné.

Activités de recherche

Le premier relevé ciblé visant à déterminer la taille de la population et l'aire de répartition de la loutre de mer en Colombie-Britannique a été mené en 1977 (Bigg et MacAskie, 1978). De 1977 à 1987, les relevés étaient effectués par avion ou par bateau, à l'intérieur et autour du site de réintroduction initial de l'espèce (Bigg et MacAskie, 1978; Morris *et al.*, 1981; MacAskie, 1987; Watson *et al.*, 1997). De 1988 à 2001, la majeure partie de l'aire de répartition de l'espèce, qui était relativement petite et facile à étudier, a fait l'objet de relevés annuels par bateau ou hélicoptère, mais il y a eu des lacunes dans la couverture de 1996 à 2000 (Watson, 1993; Watson *et al.*, 1997; Nichol *et al.*, 2005). À partir de 2001, Pêches et Océans Canada a assumé le rôle de responsable des relevés visant la loutre de mer, en collaboration avec des Premières Nations et d'autres biologistes, certaines zones le long de la côte ouest de l'île de Vancouver étant étudiées par des biologistes du service des pêches Uu-a-thluk du Conseil tribal des Nuu-chah-nulth (Dunlop *et al.*, 2003; Nichol *et al.*, 2005, 2009, 2015, 2020; NTC, 2019). Les relevés à l'échelle de l'aire de répartition sont effectués tous les cinq ans environ. Depuis l'évaluation du COSEPAC de 2007, des relevés complets de toute l'aire de répartition de la population canadienne de loutres de mer ont été effectués en 2008, en 2013 et en 2017 (voir Nichol *et al.*, 2009, 2015, 2020; MPO, données inédites; tableau 1).

Pour garantir la détection de l'expansion de l'aire de répartition, les régions situées à la limite de l'aire de répartition géographique continue de la loutre de mer sont étudiées dans le cadre de relevés ciblés et au cours des années intermédiaires. Il est peu probable que l'aire de répartition de la loutre de mer au Canada ait été considérablement sous-estimée par le passé. La loutre de mer étend son aire de répartition lorsque de grands groupes de mâles se déplacent vers des zones inoccupées adjacentes à l'habitat continu de l'espèce (Lubina et Levin, 1988; Krkosek *et al.*, 2007; Lafferty et Tinker, 2014).

Tableau 1. Estimations sommaires récentes de la taille des populations et de la variation des taux de croissance, par région. La variation des taux de croissance annuels rapportée concerne toute la période pendant laquelle la taille de la population a été étudiée ou estimée pour chaque région.

Région (zones dans la région)	Taille de la population régionale	Année de l'estimation de la population	Statut	Taux de croissance	Sources
Californie	3 128	2018	Relique	De -5 % à 7 %	Estes, 1990, USFWS, 2017; Tinker et Hatfield, 2017; Hatfield <i>et al.</i> , 2018
État de Washington	1 753, 2 058	2017	Réintroduite	De 8,2 % à 20,6 %	Estes, 1990; Jeffries <i>et al.</i> , 2016; 2017; USFWS, 2018; moyenne sur trois ans, Jeffries <i>et al.</i> , 2017

Région (zones dans la région)	Taille de la population régionale	Année de l'estimation de la population	Statut	Taux de croissance	Sources
Colombie-Britannique	8 110	2017	Réintroduite	De 8 % à 20,1 %	Watson <i>et al.</i> , 1997; Nichol <i>et al.</i> , 2005; 2015; MPO, données inédites, 2017
Sud-est de l'Alaska (Sud-est de l'Alaska) (Baie Yakutat) (Nord du golfe de l'Alaska)	25 712	2014	Réintroduite	D'environ 8,6 % à 17,6 %	Estes, 1990; USFW, 2014a; Tinker <i>et al.</i> , 2019a
Centre-sud de l'Alaska (Nord du golfe de l'Alaska) (Golfe du Prince William) (Baie Kachemak) (Inlet Cook/fjords de Kenai)	18 297	2014	Relique	Stable/en augmentation	USFW, 2002a; USFW, 2014b
Sud-ouest de l'Alaska (Îles Aléoutiennes) (Nord de la péninsule de l'Alaska) (Sud de la péninsule de l'Alaska, zone extracôtière et zone littorale) (Sud de la péninsule de l'Alaska, îles) (Île Unimak) (Archipel Kodiak) (Baie Kamishak)	54 771	2014	Relique	De -50 % à une augmentation	USFW, 2002b; Doroff <i>et al.</i> , 2003; USFWS, 2014c
Russie (Îles du Commandeur) (Péninsule du Kamchatka) (Îles Kouriles)	13 900	2015 2017 2012	Relique	En déclin	Burdin cité dans Bodkin, 2015; Kormev, 2007, 2010; Zavadskaya <i>et al.</i> , 2017; Ovsyanikova <i>et al.</i> , 2020

HABITAT

Besoins en matière d'habitat

En Colombie-Britannique, la loutre de mer occupe les zones côtières peu profondes exposées où il y a de vastes récifs rocheux et des zones de sédiments mous associés. La qualité de l'habitat influe sur la densité de la loutre de mer, et les différences de facteurs, comme la complexité de l'habitat et la productivité des invertébrés, pourraient expliquer les différences de capacité de charge d'une zone à l'autre (Laidre *et al.*, 2001, 2002; Gregr *et al.*, 2008; Nichol *et al.*, 2015; Tinker *et al.*, 2019a). L'étendue de l'habitat de la loutre de mer est délimitée par la capacité de l'espèce à plonger jusqu'au fond de la mer pour s'alimenter; ainsi, dans la majeure partie de son aire de répartition, la loutre de mer est limitée aux régions littorales peu profondes, habituellement à une distance de 1 ou 2 km du rivage (Riedman et Estes, 1990). La majeure partie de la recherche de nourriture se fait à des profondeurs maximales de 40 m, bien que les loutres soient capables de s'alimenter à des profondeurs d'environ 100 m (Estes, 1980; Riedman et Estes, 1990; Bodkin *et al.*, 2004). L'utilisation de l'habitat varie en fonction du sexe, du statut reproductif et de la durée d'occupation d'une zone par les loutres (Hale *et al.*, 2019; Rechsteiner *et al.*, 2019). Dans l'État de Washington, les loutres de mer femelles se reposent et s'alimentent habituellement à moins de 1 000 mètres du littoral, dans des eaux de 0 à 10 m de profondeur. Les mâles, quant à eux, se reposent et s'alimentent plus loin du littoral, habituellement à des profondeurs de 10 à 30 m (Laidre *et al.*, 2009). Des tendances semblables ont été observées en Colombie-Britannique (Rechsteiner *et al.*, 2019).

Les peuplements d'algues brunes sont souvent utilisés comme sites de rassemblement (radeaux) ou d'alimentation (Loughlin, 1980; Jameson, 1989) et constituent donc de l'habitat important. Dans les zones non estuariennes de la Californie, les femelles accompagnées de leur petit évitent les zones dépourvues d'algues brunes (Nicholson *et al.*, 2018), ce qui peut nuire à l'expansion de l'aire de répartition. Le taux d'expansion actuel, aux limites de l'aire de répartition de la loutre de mer en Californie, semble être restreint par les trouées dans les peuplements d'algues, qui offrent un abri contre les attaques de requins (Tinker *et al.*, 2016). Ainsi, en Californie, l'absence d'algues brunes peut augmenter la mortalité non liée à la densité à cause du risque accru de morsures de requin et limiter davantage la dispersion des femelles, qui utilisent les peuplements d'algues comme aires d'élevage des petits (Tinker *et al.*, 2016; Nicholson *et al.*, 2018). En plus des peuplements d'algues brunes, les fonds meubles et les zosteraies, qui abritent des palourdes, des myes et d'autres proies endofauniques, constituent également de l'habitat important et peuvent subvenir aux besoins des fortes densités de loutres (Kvitek *et al.*, 1992, 1993; Wolt *et al.*, 2012; Hughes *et al.*, 2013, 2016; HESSING-Lewis *et al.*, 2018; Rechsteiner *et al.*, 2019).

Dans de l'habitat occupé depuis longtemps, des facteurs dépendant de la densité régulent généralement la croissance de la population de loutres de mer. La nourriture devient un facteur limitatif lorsque la loutre de mer s'approche de la capacité de charge de l'habitat, et la densité est maintenue par la mortalité et l'émigration (Estes, 1990; Monson *et al.*, 2000a; Lafferty et Tinker, 2014; Coletti *et al.*, 2016). Cela signifie que de l'habitat récemment occupé, où les ressources alimentaires sont abondantes, pourrait initialement accueillir des densités élevées de loutres de mer régulées par des facteurs indépendants de la densité tels que la prédation ou les facteurs de stress environnementaux (Lafferty et Tinker, 2014; Nicholson *et al.*, 2018).

Les conditions météorologiques et l'état de la mer peuvent influencer sur l'utilisation de l'habitat. En Colombie-Britannique, la loutre de mer a tendance à se trouver dans des zones exposées quand les conditions sont calmes, mais les individus peuvent se réfugier en groupes vers le littoral lorsque le climat est défavorable (Morris *et al.*, 1981; Watson, 1993; Rechsteiner *et al.*, 2019). Les observations d'individus dans des inlets ou des zones abritées susceptibles de les protéger contre les tempêtes semblent être plus communes en hiver qu'au printemps et qu'en été (Dunlop *et al.*, 2003; NTC, 2019).

L'habitat essentiel de la loutre de mer n'avait pas encore été désigné dans le programme de rétablissement canadien avant la reclassification de l'espèce dans la catégorie « espèce préoccupante », statut qui ne nécessite pas la désignation de l'habitat essentiel aux termes de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) (Sea Otter Recovery Team, 2007).

Tendances en matière d'habitat

Les tendances en matière de qualité de l'habitat sont inconnues. Toutefois, comme la loutre de mer occupe en Colombie-Britannique de 33 à 50 % de son aire de répartition historique et qu'une grande partie de l'ancien habitat inoccupé se trouve dans des régions éloignées présentant une bonne intégrité écologique, il est peu probable que l'habitat soit actuellement un facteur limitatif (voir la section **Fluctuations et tendances – Canada**).

BIOLOGIE

La loutre de mer a fait l'objet d'études dans l'ensemble de son aire de répartition géographique, particulièrement en Californie et en Alaska. Par conséquent, une grande partie des connaissances sur la loutre de mer au Canada est déduite d'études menées dans d'autres régions.

Cycle vital et reproduction

Les femelles atteignent la maturité sexuelle vers l'âge de trois à cinq ans (Bodkin *et al.*, 1993; Jameson et Johnson, 1993) et sont toutes en mesure de se reproduire à l'âge de cinq ans (Monson *et al.*, 2000a); toutefois, l'âge à la première reproduction peut varier selon la limite des ressources (von Biela *et al.*, 2009). Les mâles peuvent se reproduire

vers l'âge de cinq à six ans, même s'ils peuvent atteindre la maturité sexuelle plus tôt (Riedman et Estes, 1990; Bodkin *et al.*, 1993). Les femelles adultes ont un taux de survie plus élevé que celui des mâles adultes (Siniff et Ralls, 1991; Bodkin *et al.*, 2000); elles peuvent vivre de 15 à 20 ans, tandis que les mâles vivent seulement de 10 à 15 ans (Riedman et Estes, 1990).

Ces paramètres du cycle vital ont permis de calculer une durée de génération de 7 à 9 ans au moyen de l'équation prévue dans les lignes directrices pour l'utilisation des catégories et critères de la liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature (IUCN, 2019), où $z = 0,33$ (z est une certaine mesure de la survie et de la fécondité relatives des jeunes par rapport aux individus plus âgés de la population). Toutefois, les estimations de la durée de génération varient selon les auteurs. Dans la mise à jour de décembre 2019 du statut accordé à l'espèce par l'UICN, la durée de génération de la loutre de mer a été fixée à 7,9 ans (comparativement à la durée précédente, qui était de 15 ans) selon Gagne *et al.* (2018) (A. Doroff, comm. pers., 2019), tandis que Pacifici *et al.* (2013) ont calculé une durée de génération de 11 ans. Cette variation des valeurs reflète les différences dans les estimations des paramètres du cycle vital. De tels résultats ne sont pas surprenants, car les paramètres démographiques varient parmi et entre les populations de loutres de mer en fonction de l'habitat et de la mesure dans laquelle la population est proche de la capacité de charge (Nichol *et al.*, 2015, 2020; voir la section **Fluctuations et tendances**).

La loutre de mer présente une implantation différée (Riedman et Estes, 1990). Ainsi, bien que l'accouplement et les naissances puissent avoir lieu pendant toute l'année, les naissances sont particulièrement élevées au printemps dans certaines régions, y compris en Colombie-Britannique (Watson, 1993; Bodkin, 2003). Il est présumé que ces pics de naissance se produisent dans les populations disposant de ressources limitées (Monson *et al.*, 2000a; Monson et Bowen, 2015), surtout dans les régions où le mauvais temps saisonnier peut affecter la survie des petits (Monson et Bowen, 2015).

La loutre de mer est polygyne, c'est-à-dire que chaque mâle forme un couple avec plusieurs femelles, et ce, de manière consécutive et pour une courte durée (Kenyon, 1969). Les individus se groupent par sexe, les mâles territoriaux coexistant de manière saisonnière avec les femelles et les petits, et les mâles non territoriaux (auxquels se joignent les mâles territoriaux selon la saison) se trouvant dans des groupes de mâles seulement (Lafferty et Tinker, 2014; Riedman et Estes, 1990). En Californie, dans l'État de Washington et en Alaska, les mâles en âge de se reproduire quittent les zones des mâles pour établir des territoires de reproduction exclusifs dans les zones des femelles pendant l'été et l'automne, puis la plupart des individus retournent dans les radeaux de mâles (Garshelis et Garshelis, 1984; Jameson, 1989). Les femelles donnent naissance à un seul petit, à peu près une fois par année (Siniff et Ralls, 1991; Bodkin *et al.*, 1993). La mise bas se fait dans l'eau (Kenyon, 1969; Jameson et Bodkin, 1986; Jameson et Johnson, 1993). Les estimations annuelles des taux de natalité (petits/adulte) en Colombie-Britannique varient de 0,12 à 0,33 (Watson, 1993) et sont semblables aux taux de natalité en Alaska (0,30 petit/adulte; Estes, 1980; Riedman et Estes, 1990) et en Californie (0,20 petit/adulte; Estes, 1980; Riedman et Estes, 1990).

Le petit dépend de sa mère pendant six à huit mois, puis il est sevré (Payne et Jameson, 1984; Jameson et Johnson, 1993). Le taux de mortalité avant le sevrage est d'environ 40 % en Californie et de 15 à 25 % en Alaska (Siniff et Ralls, 1991; Riedman *et al.*, 1994), et, dans les populations qui sont sur le point d'atteindre la capacité de charge, ce taux est supérieur à celui des populations en croissance. Le taux de mortalité avant le sevrage et les facteurs influant sur la survie des individus au début de leur vie constituent le principal mécanisme de régulation des populations de loutres de mer (Monson *et al.*, 2000a).

Physiologie et adaptabilité

Comme la loutre de mer possède peu de graisse corporelle, elle dépend de la couche d'air emprisonnée sous sa fourrure épaisse et de la chaleur métabolique pour rester au chaud. Elle fait fréquemment sa toilette pour conserver l'intégrité de sa fourrure et sa capacité à garder une couche d'air emprisonnée comme isolant (examiné par Riedman et Estes, 1990). Son rythme métabolique est de 2,4 à 3,2 fois plus élevé que celui des carnivores terrestres de taille semblable (Costa, 1978; Costa et Kooyman, 1982), et l'espèce dépense la plus grande partie de son énergie quotidienne lorsqu'elle plonge à la recherche de nourriture (Yeates *et al.*, 2007). Afin d'avoir l'énergie nécessaire à ce rythme métabolique élevé, les loutres de mer à l'état sauvage consomment chaque jour l'équivalent de plus de 20 % de leur masse corporelle en proies (Costa, 1978, 1982). Les plongées destinées à l'obtention d'une proie durent de 50 secondes à plus de 3 minutes (examiné par Riedman et Estes, 1990).

Les loutres de mer femelles doivent également dépenser l'énergie nécessaire à la reproduction, ce qui influe sur leur physiologie (Thometz *et al.*, 2016). Elles peuvent augmenter la quantité d'éléments nutritifs qu'elles consomment pendant l'implantation différée et la gestation (Esslinger *et al.*, 2014; Chinn *et al.*, 2016). Le métabolisme des femelles augmente pendant la lactation, atteint son maximum trois à quatre mois après la mise bas, et demeure élevé jusqu'au sevrage des petits. Pendant les trois derniers mois de lactation, les besoins en énergie des femelles sont de 85 à 110 % plus élevés que lorsque celles-ci ne se reproduisent pas. Ces besoins nécessitent des stratégies physiologiques adaptatives (Thometz *et al.*, 2016). Les femelles peuvent ajuster la quantité d'énergie dépensée pour la reproduction de plusieurs façons : perte du fœtus, abandon d'un petit ou sevrage précoce (Chinn *et al.*, 2016). En Californie, un épuisement grave des réserves énergétiques entraîne la mort de nombreuses mères, une condition connue sous le nom anglais d'« end-lactation syndrome » (syndrome de fin de lactation, ou ELS). Même si l'ELS est généralement associé à la limitation des ressources dans les zones où la densité de loutres de mer est élevée (Chinn *et al.*, 2016), la grande quantité d'énergie nécessaire à la reproduction peut rendre les femelles plus sensibles à d'autres facteurs limitatifs.

En Colombie-Britannique, la loutre de mer se méfie généralement des humains; les radeaux d'individus sont difficiles à approcher et sont facilement perturbés par le passage des bateaux. Les femelles accompagnées de leur petit sont plus sensibles aux perturbations. Toutefois, lorsque les individus sont fréquemment exposés au passage des bateaux ou se tiennent près des zones habitées, ils semblent s'habituer aux perturbations (p. ex. Woolfenden, 1995).

La loutre de mer dispose d'une gamme de techniques pour se nourrir d'une grande variété d'espèces qui peuvent exister à l'intérieur de sa limite physiologique de profondeur de plongée (examiné par Riedman et Estes, 1990). L'une des mesures d'adaptation à la limitation des ressources pourrait être la variation du régime alimentaire d'un individu à l'autre, la compétition intraspécifique pour la nourriture entraînant la spécialisation en matière de proies parmi les individus (Estes *et al.*, 2003a; Tinker *et al.*, 2008a, 2012). La préférence pour certaines proies, du moins chez les femelles, semble acquise et est transmise par la mère (Estes *et al.*, 2003a; Elliot Smith *et al.*, 2015). La spécialisation du régime alimentaire est plus fréquente dans les sites établis depuis longtemps ou à forte densité, où la nourriture est limitée; elle est moins fréquente dans les sites où la densité d'individus est faible et où les proies sont abondantes (Tinker *et al.*, 2008a, 2012; Newsome *et al.*, 2009). Dans une étude isotopique de la spécialisation du régime alimentaire à l'échelle de l'aire de répartition, Newsome *et al.* (2015) ont constaté que la spécialisation en matière de proies peut également dépendre des caractéristiques de l'habitat, le substrat rocheux favorisant davantage la spécialisation que le substrat mou.

La loutre de mer s'adapte à un vaste éventail de températures de l'eau. La limite septentrionale de son aire de répartition semble correspondre à l'extrême sud de la banquise, car la glace empêche l'espèce d'accéder à des aires d'alimentation. Les limites méridionales de l'aire de répartition sont peu connues, mais semblent être associées à l'extrême sud de la remontée côtière et à l'isotherme de 20 à 22 °C (Estes, 1980; Bodkin, 2003). Ainsi, les changements de température de l'eau pourraient influencer sur l'aire de répartition mondiale de la loutre de mer dans les années à venir (IUCN, 2015).

Déplacements et dispersion

La loutre de mer ne migre pas et fait preuve d'une grande fidélité aux sites; elle occupe des domaines vitaux relativement petits qui se chevauchent et dont les dimensions varient de quelques kilomètres à des dizaines de kilomètres de littoral (Loughlin, 1980; Garshelis *et al.*, 1984; Jameson, 1989; Tarjan et Tinker, 2016). Des individus se déplacent de façon saisonnière ou occasionnelle sur de longues distances (jusqu'à environ 100 km) (Garshelis et Garshelis, 1984; Jameson, 1989; Laidre *et al.*, 2009; Larson *et al.*, 2015). Par exemple, en Californie, certains mâles se déplacent vers la limite de l'aire de répartition pendant l'hiver et au début du printemps, mais retournent au centre de l'aire pendant la saison de reproduction (Jameson, 1989; Ralls *et al.*, 1992; Tinker *et al.*, 2008b).

Chez la loutre de mer, l'expansion de l'aire de répartition est habituellement épisodique (Lubina et Levin, 1988; Kroesek *et al.*, 2007; Lafferty et Tinker, 2014). En Californie, il a été démontré que l'expansion de l'aire de répartition dépend du taux de croissance de la population, des différences relativement faibles du taux de survie des adultes ayant un effet important sur le taux de dispersion des individus (Tinker *et al.*, 2008b; Smith *et al.*, 2009). De plus, Tinker et Lafferty (2014) laissent entendre qu'en Californie, le taux d'expansion de l'aire de répartition pourrait dépendre de la dynamique sociale, la nature sociable de l'espèce ralentissant la dispersion d'individus loin des groupes.

Relations interspécifiques

La loutre de mer se nourrit d'une grande variété d'invertébrés benthiques (Kenyon, 1969). Dans de l'habitat récemment occupé, des proies de grande taille facilement accessibles, comme des oursins et de grosses palourdes et myes, sont consommées en premier (Laidre et Jameson, 2006; Rechsteiner *et al.*, 2019). En se nourrissant d'herbivores, comme les oursins, la loutre de mer réduit le broutage et favorise ainsi la croissance des algues brunes (Estes et Palmisano, 1974; Estes et Duggins, 1985; Estes et Watson, 2011). Lorsque l'abondance des proies facilement accessibles est moindre, la population de loutres de mer diversifie son alimentation pour y inclure une plus grande variété d'espèces invertébrées moins avantageuses, notamment diverses espèces de bivalves, d'escargots, de chitons, de crabes, d'étoiles de mer et même, dans certaines zones, de poissons (Estes *et al.*, 1981; Tinker *et al.*, 2008a; Hale *et al.*, 2019; Rechsteiner *et al.*, 2019). Les poissons démersaux sont des proies importantes dans certaines parties des îles Aléoutiennes, des îles du Commandeur et des îles Kouriles (Estes et VanBlaricom, 1985; Watt *et al.*, 2000).

En Colombie-Britannique, la palourde jaune (*Saxidomus gigantea*) et d'autres espèces de bivalves constituent une source d'alimentation importante pour la loutre de mer (Rechsteiner *et al.*, 2019) et peuvent accumuler la biotoxine responsable de l'intoxication par phycotoxine paralysante (PSP) (Anderson, 1994). La mortalité massive de loutres de mer sur l'île Kodiak en 1987 a été attribuée en partie à la PSP (DeGange et Vacca, 1989), ce qui laisse entendre que cette intoxication représente une cause de mortalité dans les populations de l'espèce. La loutre de mer semble pouvoir détecter les concentrations toxiques de toxines paralysantes et ainsi éviter de manger des proies ayant une concentration toxique (Kvitek et Bretz, 2004). L'acide domoïque, une biotoxine produite par certaines espèces de diatomées et d'algues marines, peut s'accumuler dans les invertébrés filtreurs et les poissons. Il a été identifié comme étant la cause de plusieurs mortalités massives d'oiseaux marins et d'otaries (*Zalophus californianus*) en Californie ainsi que de la mortalité de loutres de mer dans ce même État (Kreuder *et al.*, 2003). La fréquence des cas de PSP et d'intoxication par l'acide domoïque en Colombie-Britannique fait l'objet d'une surveillance visant à s'assurer que les bivalves des pêches commerciales et autochtones et les mollusques d'élevage sont propres à la consommation (voir également la section **Menaces et facteurs limitatifs**).

À part les humains, les prédateurs et charognards ciblant la loutre de mer sont le Pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) (Sherrod *et al.*, 1975; Anthony *et al.*, 2008; Rechsteiner *et al.*, 2018), le loup gris (*Canis lupus*) (Watts *et al.*, 2010; C. Neufeld, comm. pers., 2018; NTC, 2019), l'épaulard (*Orcinus orca*) (Riedman et Estes, 1990; Hatfield *et al.*, 1998; Estes *et al.*, 1998; NTC, 2019), l'ours brun (*Ursus arctos*) (Monson, 2021) et les requins (Ames et Morejohn, 1980; Kuker et Barrett-Lennard, 2010; Tinker *et al.*, 2016).

Le Pygargue à tête blanche mange la carcasse des adultes et chasse les loutres de mer juvéniles vivantes. Dans les Aléoutiennes, les loutres de mer juvéniles représentent de 5 à 20 % (selon leur fréquence) de l'alimentation du Pygargue à tête blanche pendant la saison de mise bas (Anthony *et al.*, 1999; 2008). En Colombie-Britannique, les causes de mortalité des loutres n'ont fait l'objet d'aucune étude, mais des carcasses de petits trouvées dans des nids de pygargues semblent indiquer que la prédation par ces derniers est une cause de mortalité importante des petits (Watson *et al.*, 1997; Rechsteiner *et al.*, 2018). En Alaska, les femelles accompagnées de nouveau-nés (de moins de trois semaines) choisissent de s'alimenter la nuit, possiblement pour réduire la prédation des nouveau-nés vulnérables par les pygargues (Gelatt *et al.*, 2002; Esslinger *et al.*, 2014).

Aucun cas de mortalité de loutre de mer par morsure de requin n'a été signalé en Colombie-Britannique, mais en Californie, les attaques accidentelles par des requins blancs (*Carcharodon carcharias*) chassant des phoques et des otaries pourraient y limiter l'expansion de l'aire de répartition de la population de loutres de mer (Tinker *et al.*, 2016; Nicholson *et al.*, 2018). En effet, malgré sa croissance, la population n'a pas étendu son aire de répartition en deux décennies (Nicholson *et al.*, 2018). Toujours en Californie, des preuves provenant de carcasses échouées sur la plage indiquent que le nombre de cas de mortalité attribuables à des morsures de requin a nettement augmenté depuis 2003 et que les requins constituent la cause de mortalité dans plus de 50 % des carcasses échouées sur la plage, en particulier aux extrémités de l'aire de répartition (Tinker *et al.*, 2016). De plus, Kuker et Barrett-Lennard (2010), qui se sont penchés sur les raisons du déclin soudain des loutres dans le sud-ouest de l'Alaska, croient que le rôle de la prédation par les requins devrait être pris en compte étant donné la croissance des populations de laimargues du Pacifique (*Somniosus pacificus*) et de taupes du Pacifique (*Lamna ditropis*), croissance observée parallèlement au déclin de la loutre de mer dans les îles Aléoutiennes.

Bien qu'il y ait quelques témoignages anecdotiques au sujet d'épaulards chassant des loutres de mer en Colombie-Britannique (n = 3, J. Watson, comm. pers., 2019), rien n'indique que cette prédation constitue une cause importante de mortalité (Watson *et al.*, 1997). En Colombie-Britannique, les pinnipèdes, soit les mammifères servant de proies principales aux épaulards, sont abondants (Olesiuk, 2010; 2018). Cette situation contraste fortement avec le sud-ouest de l'Alaska où, après un déclin dramatique des pinnipèdes, les épaulards auraient commencé à chasser la loutre de mer (Estes *et al.*, 1998; Williams *et al.*, 2004; voir également la section **Abondance – échelle mondiale** ci-dessous pour de plus amples détails à ce sujet). Étant donné l'abondance des pinnipèdes constituant des proies intéressantes en Colombie-Britannique, il serait peu probable que la prédation par l'épaulard cause un déclin de la population de loutres de mer.

Selon Fisher *et al.* (2014), il est possible que les loutres de mer de la Colombie-Britannique évitent les zones où se trouvent des pinnipèdes afin d'échapper à la prédation ou au harcèlement par les épaulards. Cependant, en Colombie-Britannique, des radeaux de loutres de mer sont régulièrement observés à proximité de grandes échoueries de pinnipèdes (J. Watson, comm. pers., 2020), de sorte que l'importance de ce comportement présumé n'est pas claire.

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Activités et méthodes d'échantillonnage

Au Canada, les relevés visant la loutre de mer sont des dénombrements directs qui fournissent une mesure de l'abondance relative utilisée pour calculer les tendances en matière de croissance de la population. Dans le but de faciliter les relevés, l'aire de répartition canadienne de la loutre de mer est divisée en segments qui peuvent être étudiés par bateau en une journée ou moins. De nouveaux segments sont ajoutés à mesure que l'aire de répartition de l'espèce s'étend. Dans chaque segment, les individus sont dénombrés le long d'un parcours de relevé établi. Un nouveau segment est considéré comme occupé, et donc comme faisant partie du relevé, lorsqu'un radeau de loutres de mer y est observé au cours d'un relevé estival ciblé (Nichol *et al.*, 2005). On utilise ce critère parce qu'il arrive que des loutres de mer solitaires soient signalées à l'extérieur de l'aire de répartition canadienne continuellement occupée (voir Ford, 2014 pour les observations à l'extérieur de l'aire de répartition) et que, en hiver, des radeaux de loutres se déplacent pour éviter le mauvais temps (Rechsteiner *et al.*, 2019). Lorsque des segments de l'aire de répartition sont manqués, l'interpolation permet d'estimer le nombre de loutres qui s'y trouvent. Le nombre interpolé de loutres de mer n'a jamais dépassé 10 % du dénombrement annuel total (voir tableau 2; Nichol *et al.*, 2015).

Tableau 2. Données de dénombrement utilisées pour calculer le taux de croissance de la population de loutres de mer en Colombie-Britannique. Les estimations comprennent des valeurs pour les segments de relevé qui n'ont pas été étudiés ou qui ne l'ont pas été complètement. Une interpolation a permis d'estimer le nombre d'individus dans ces zones (voir Nichol *et al.*, 2005).

Année	Nombre d'individus	Estimation	Total
1977	70		70
1978	67		67
1980	74		74
1982	116		116
1984	345		345
1987	370		370
1988	354		354
1989	582		582

Année	Nombre d'individus	Estimation	Total
1990	668		668
1991	590		590
1992	969		969
1993	1 045		1 045
1994	1 300		1 300
1995	1 522	5	1 527
2001	3 180		3 180
2002	2 369		2 369
2003	2 777	32	2 809
2004	2 934	251	3 185
2008	4 734		4 734
2013	6 754		6 754
2017	7 696	414	8 110

Les relevés sont effectués à partir de bateaux d'une longueur de 5 à 6 mètres, par 2 ou 3 observateurs et 1 conducteur de bateau, à l'aide de jumelles 7 × 50 à stabilisateur d'image 14 × 40. Les observateurs cherchent et dénombrent les loutres de mer à mesure que le bateau avance le long du parcours prévu. Le nombre de loutres, le lieu et l'heure de chaque observation sont répertoriés. Lorsque les individus d'un radeau sont difficiles à distinguer, des dénombrements répétés permettent d'obtenir une estimation précise du nombre d'individus dans le radeau. Les radeaux de femelles se distinguent des radeaux de mâles par la présence de petits (Nichol *et al.*, 2015).

L'état de la mer et les conditions météorologiques ont une incidence sur les résultats des relevés. Les conditions sont *bonnes à excellentes* lorsque la houle atteint au plus 1 m ou que le vent souffle à une vitesse maximale de 18 km/h. Les conditions sont *passables* lorsque la houle atteint entre 1 et 1,5 m ou que le vent souffle à une vitesse de 18 à 28 km/h. Les conditions sont *mauvaises* lorsque la houle est supérieure à 1,5 m ou que le vent souffle à plus de 28 km/h. Une couverture nuageuse réduit l'éblouissement et crée des conditions de dénombrement idéales. Les relevés ne sont pas entrepris lorsque les conditions sont mauvaises ou lorsque la visibilité est réduite par la pluie ou le brouillard. Les conditions météorologiques sont répertoriées et surveillées et, si elles deviennent mauvaises, le relevé est interrompu et repris à une date ultérieure. Depuis 2004, tous les relevés ont été effectués entre mai et septembre. Auparavant, les relevés étaient effectués entre avril et septembre. Les détails concernant les méthodes de relevé sont décrits dans Nichol *et al.* (2005, 2009, 2015) et dans la section **Activités de recherche**.

Abondance

Échelle mondiale

Avant l'arrivée des Européens en Amérique du Nord, la loutre de mer était grandement chassée par les peuples autochtones du Pacifique Nord (Simenstad *et al.*, 1978; McKechnie et Wigen, 2011; Sloan et Dick, 2012; Szpak *et al.*, 2012; Salomon *et al.*, 2015), mais c'est le commerce maritime de la fourrure, amorcé vers 1741, qui a failli faire disparaître l'espèce (Kenyon, 1969). Avant le commerce de la fourrure, la population totale de loutres de mer dans l'ensemble de l'aire de répartition comptait quelque 150 000 à 300 000 individus, mais certains auteurs croient que le nombre d'individus était encore plus élevé (Kenyon, 1969; Johnson, 1982). En 1911, la population mondiale de loutres de mer comptait moins de 2 000 individus (Kenyon, 1969). Depuis, la loutre de mer se rétablit à l'échelle mondiale grâce aux populations reliques et aux réintroductions effectuées à la fin des années 1960 et au début des années 1970.

Les estimations de l'abondance de la loutre de mer sont principalement fondées sur des dénombrements directs, effectués à partir de bateaux ou de plateformes aériennes, qui servent à obtenir des estimations minimales ou des indices d'abondance relative (Nichol *et al.*, 2015; Jeffries *et al.*, 2017; Hatfield *et al.*, 2018). Cependant, dans le centre-sud et le sud-est de l'Alaska, la plupart des estimations de population sont obtenues à partir de dénombrements effectués le long de transects et de l'application de facteurs de correction (Bodkin et Udevitz, 1999; Esslinger et Bodkin, 2009; Doroff *et al.*, 2011). À cause des différences dans les méthodes de relevé, les périodes de relevé, les plateformes de relevé et l'habitat, il est difficile de produire une estimation fiable de l'abondance mondiale de la loutre de mer (par la combinaison des résultats de tous les relevés) (Doroff *et al.*, 2011). Cette précision mise à part, les estimations de population réalisées entre 2004 et 2012 fournissent une estimation très approximative d'environ 125 800 individus à l'échelle mondiale (voir le tableau 1; IUCN, 2015; mais voir Doroff *et al.*, 2011).

Canada

La taille de la population de loutres de mer au Canada, avant le commerce maritime de la fourrure, est inconnue, mais des données indiquent que l'espèce était importante sur le plan écologique et culturel, car des traces de sa présence se trouvent dans les sites de fouilles des Premières Nations depuis au moins le début de l'Holocène, il y a environ 12 000 ans (Szpak *et al.*, 2012). Au début du commerce de la fourrure, le nombre de peaux échangées était très élevé, ce qui porte à croire que la loutre de mer était abondante (mais voir Szpak *et al.*, 2012 et Slade, 2019). Des archives historiques incomplètes semblent indiquer qu'entre 1785 et 1809 jusqu'à 55 000 peaux de loutres de mer ont été débarquées en Colombie-Britannique. La source géographique de ces peaux est difficile à déterminer, mais au moins 6 000 d'entre elles provenaient de la côte ouest de l'île de Vancouver (Fisher, 1940; Rickard, 1947; Mackie, 1997). À Haida Gwaii, 2 navires ayant fait du commerce pendant moins de 2 mois en 1787 et 1791 ont acquis 1 821 et 1 400 peaux, respectivement (Sloan et Dick, 2012). De 1790 à 1800, des navires américains faisant du commerce le long de la côte nord de la Colombie-Britannique et de la côte sud-est de

l'Alaska obtenaient environ 10 000 peaux par an (Dmytryshyn et Crownhart-Vaughan, 1976). En 1850, la loutre de mer était considérée comme étant disparue du Canada du point de vue commercial, mais il est possible qu'elle ait disparu plus tôt du point de vue écologique (Watson, 1993; Lee *et al.*, 2016).

Entre 1969 et 1972, 89 loutres de mer ont été réintroduites en Colombie-Britannique dans le cadre de 3 activités de transfert. Bon nombre de ces individus n'ont probablement pas survécu, et la population initiale pourrait avoir diminué jusqu'à ne compter que 28 individus (Estes, 1990). En 1977, le premier relevé aérien a permis de dénombrier 70 loutres de mer à 2 endroits sur la côte ouest de l'île de Vancouver, et en 1995, les effectifs avaient augmenté pour atteindre 1 522 individus, desquels 1 423 se trouvaient le long de la côte ouest de l'île, et 99, le long de la côte centrale de la Colombie-Britannique, dans les îles Goose (Bigg et MacAskie, 1978; Watson *et al.*, 1997; figure 2). Au cours des relevés effectués en 2001, 2 673 individus ont été dénombrés le long de la côte de l'île de Vancouver, et 507 individus, le long de la côte centrale de la Colombie-Britannique, totalisant ainsi 3 180 individus (Nichol *et al.*, 2005). Les relevés effectués à l'échelle de la côte ont permis d'estimer la population à 2 369 individus en 2002 (une baisse par rapport à 2001), à 2 809 en 2003 et à 3 185 en 2004 (Nichol *et al.*, 2005; tableau 2). L'évaluation de la situation de 2007 (COSEWIC, 2007) était fondée sur une estimation de 2004 dérivée d'un dénombrement de 2 934 individus et d'une interpolation effectuée à l'aide de dénombrements de l'année précédente des individus se trouvant dans 3 segments de relevé occupés qui avaient été omis en 2004, mais qui avaient fait l'objet d'un relevé en 2001. Des relevés ultérieurs ont permis de dénombrier 4 712 individus en 2008 et 6 754 en 2013 (Nichol *et al.*, 2015), et d'estimer 8 110 individus en 2017 (7 696 individus dénombrés et 414 individus estimés à partir de segments de relevé qui n'ont pas fait l'objet d'un relevé [$n = 2$] ou qui ont fait l'objet d'un relevé incomplet [$n = 1$]; MPO, données inédites; tableau 2). À la lumière de cette estimation la plus récente, la population de loutres de mer du Canada représente probablement de 6 à 7 % de la population mondiale totale répertoriée par l'UICN (IUCN, 2015).

La proportion d'individus matures dans la population canadienne de loutres de mer n'est pas connue et ne peut être estimée à partir de dénombrements, car il est difficile de distinguer les individus immatures des individus matures (Kenyon, 1969; Ralls *et al.*, 1983). Kenyon (1969) a calculé que 41 % de la population de loutres de mer de l'île Amchitka étaient immatures, tandis que Ralls *et al.* (1983) ont présumé que le nombre d'individus immatures dans la population de loutres de mer de la Californie ne dépassait pas 50 % et se situait entre 30 et 50 % (ce qui signifie que 50 à 70 % de la population comptaient des individus matures). Comme les changements de disponibilité de nourriture ont des effets importants sur la démographie de la loutre de mer, le pourcentage d'individus matures varie probablement en fonction de la disponibilité des ressources ou de la mesure dans laquelle la population est proche de la capacité de charge (Monson *et al.*, 2000a). La valeur de 50 % d'individus matures reflète ce que Ralls *et al.* (1983) considèrent comme l'estimation la plus basse du nombre d'individus matures dans la population de loutres de mer de la Californie. Elle répond à l'exigence du COSEPAC qui consiste à utiliser l'estimation la plus faible du nombre d'individus matures, car la loutre de mer présente un ratio de reproducteurs biaisé (espèce polygyne [Kenyon, 1969], ce qui fait en sorte que

tous les mâles ne contribuent pas à la reproduction) et un rapport mâles-femelles biaisé chez les adultes (moins de mâles à cause d'un taux de mortalité plus élevé; Siniff et Ralls, 1991; Bodkin *et al.*, 2000). Ainsi, selon un taux présumé d'individus matures de 50 % au Canada, en 2017, la population se composait de 4 055 individus.

Fluctuations et tendances

Échelle mondiale

La croissance démographique varie grandement entre les populations de loutres de mer. La réintroduction d'individus dans l'État de Washington, en Colombie-Britannique et dans le sud-est de l'Alaska a été fructueuse, alors que les tentatives de réintroduction de l'espèce en Oregon en 1970 et en 1971 ont échoué (Jameson *et al.*, 1982). Une fois établies, toutes les populations réintroduites (sauf celle de l'Oregon) ont d'abord augmenté à un rythme de 17 à 20 % par année, probablement en raison de l'abondance des invertébrés servant de proies, qui avait augmenté à la suite de la disparition de la loutre de mer (Estes, 1990). La croissance démographique semble être plus variable dans les populations reliques (tableau 1).

Dans le centre-sud de l'Alaska, la population relique de loutres de mer du golfe du Prince William a subi un déclin à la suite de la marée noire causée par l'*Exxon Valdez* en 1989. Bien que le rétablissement de cette population ait été lent (USFWS, 2002a), les relevés aériens effectués dans l'ouest du golfe du Prince William de 1993 à 2009 indiquaient un taux de croissance annuel moyen de la population de 2,6 %, ce qui révèle une tendance au rétablissement (Bodkin *et al.*, 2011; USFWS, 2014b).

Jusqu'au début des années 1980, environ 80 % de la population mondiale (environ 165 000 individus) se trouvaient dans les îles Aléoutiennes (de 55 100 à 73 700 individus) (Calkins et Schneider, 1985; USFWS, 2002b). Toutefois, du milieu à la fin des années 1980, un fort déclin de 17,5 % par année a réduit la population jusqu'à 8 742 individus (CV = 0,22) en 2000 (Calkins et Schneider, 1985; Estes *et al.*, 1998; USFW, 2002b; Doroff *et al.*, 2003). Un déclin semblable a également été remarqué le long de l'extrémité ouest de la péninsule de l'Alaska et de l'archipel Kodiak (USFW, 2002b). Ces déclins ont mené à l'inscription de la loutre de mer du sud-ouest de l'Alaska sur la liste des espèces menacées de l'*Endangered Species Act* des États-Unis (USFW, 2006). La loutre de mer du sud-ouest de l'Alaska figure toujours sur la liste des espèces menacées et, bien qu'elle ne soit plus en déclin, elle ne montre aucun signe de rétablissement. La faible abondance de la loutre de mer signifie qu'elle ne joue plus le rôle d'espèce clé dans les îles Aléoutiennes (USFWS, 2014c; IUCN, 2015).

Estes *et al.* (1998) ont présumé que la prédation exercée par l'épaulard, dont l'alimentation est composée d'autres mammifères, était la cause probable du déclin de la population de loutres de mer du sud-ouest de l'Alaska (Estes *et al.*, 1998). Les populations de phoques et d'otaries, qui sont habituellement des proies de prédilection de l'épaulard, ont connu un déclin radical dans le sud-ouest de l'Alaska, ce qui a mené Springer *et al.* (2003) à émettre l'hypothèse voulant que, à cause de l'appauvrissement des baleines à fanons (mysticètes) attribuable à la chasse industrielle, l'épaulard se soit mis à chasser plus intensément les phoques et les otaries. L'abondance de ces mammifères étant ainsi réduite, l'épaulard a ensuite commencé à chasser la loutre de mer. Cette hypothèse et les hypothèses sous-jacentes ont fait l'objet de débats intenses.

Kuker et Barrett-Lennard (2010), qui ont réévalué les hypothèses de Springer *et al.* (2003), sont d'avis que les données à l'appui des hypothèses concernant l'épaulard n'étaient pas concluantes. Ils ont ajouté que la concordance de l'augmentation de l'abondance des requins et du déclin de la population de loutres de mer justifiait des études plus approfondies. De même, Trites *et al.* (2007) ont laissé entendre que le déclin des phoques et des otaries ainsi que d'autres changements dans l'écosystème de l'océan Pacifique Nord seraient le résultat d'un changement de régime océanique survenu en 1977 et qu'ils n'étaient donc pas liés à une suite de déclin découlant de la chasse commerciale à la baleine.

Quelle qu'en soit la cause, le déclin de la loutre de mer dans le sud-ouest de l'Alaska est sans précédent, selon les connaissances actuelles sur les populations de l'espèce, et s'est déroulé sur une très courte période (moins de 15 ans). L'un des défis posés par la conservation de la loutre de mer est lié à la difficulté d'estimer avec exactitude la taille de la population et de détecter les tendances de la population. La forte variance des dénombrements de loutres de mer d'un relevé à l'autre (Bodkin, 2003) explique pourquoi le déclin dans le sud-ouest de l'Alaska n'a pas été détecté pendant près de 10 ans.

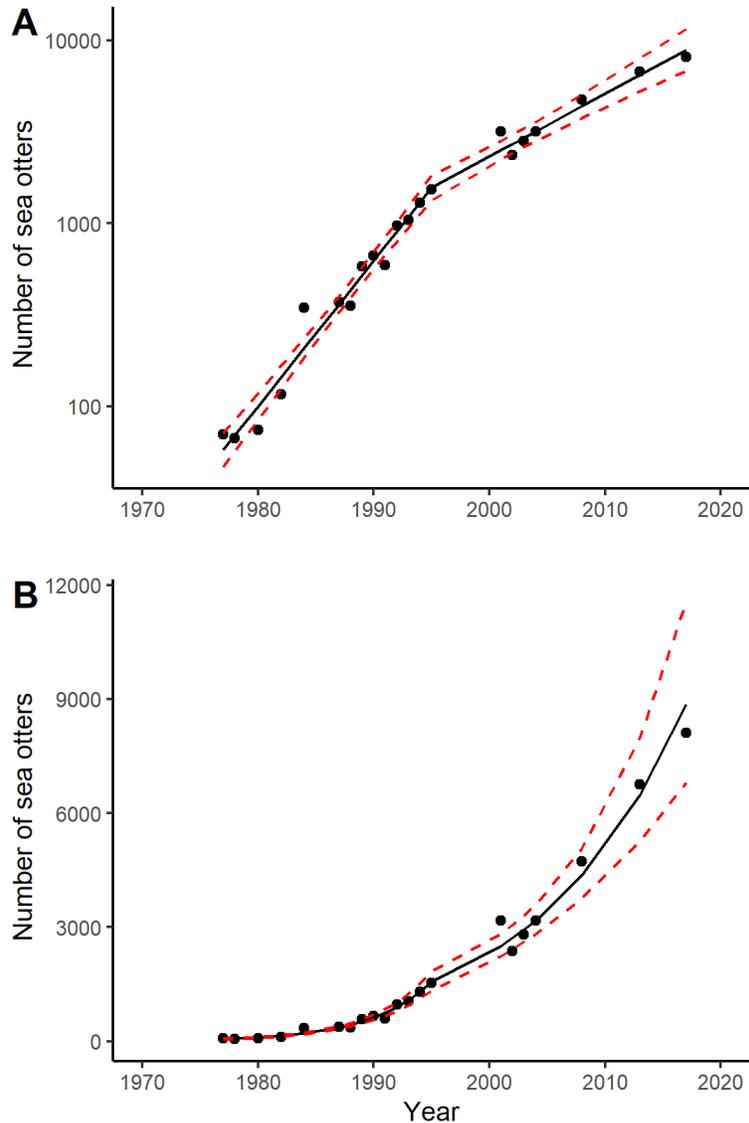
L'évaluation la plus récente à l'échelle mondiale fait état de déclin importants de la population relique de loutres de mer en Russie (Doroff *et al.*, 2011; IUCN, 2015). Un relevé effectué en 2007 dans les îles du Commandeur a révélé la présence de 8 000 individus, mais en 2008, la population était en déclin et des estimations récentes semblent indiquer qu'il ne resterait que 3 300 individus (Mamaev, 2016 cité dans Ovsyanikova *et al.*, 2020). En 2004, l'abondance de la loutre de mer dans les îles Kouriles et la péninsule du Kamtchatka était estimée à environ 22 000 individus, mais des dénombrements effectués en 2012 ont indiqué que la population pourrait avoir connu un déclin et ne compter qu'environ 7 510 individus (Ovsyanikova *et al.*, 2020). Les causes de ce déclin sont inconnues, mais le braconnage est possible (Doroff *et al.*, 2011; IUCN, 2015). Des dénombrements plus récents de la population de loutres de mer en Russie sont présentés dans le tableau 1.

La population de loutres de mer de la Californie fait l'objet d'un suivi depuis plus de 50 ans (USFWS, 2017). Elle a connu des périodes de croissance (5 à 7 % par an) et de déclin (5 % par an); le taux de croissance moyen actuel sur 5 ans, jusqu'au printemps 2019 inclusivement, est de 0,12 % par an (Hatfield *et al.*, 2019). Les déclins considérables des années 1970 étaient partiellement attribuables à l'empêchement dans des filets maillants immergés (Estes, 1990; Estes *et al.*, 2003b; USFW, 2003). Actuellement, la mortalité causée par les requins est considérée comme le facteur qui limite le plus l'expansion de l'aire de répartition de la loutre de mer de la Californie (Tinker *et al.*, 2016). Des maladies et des facteurs anthropiques, qui contribuent de manière importante (Estes *et al.*, 2003b) à la mortalité (Chinn *et al.*, 2016; Thometz *et al.*, 2016), interagissent fortement avec des facteurs dépendants de la densité tels que la limitation des ressources (voir Tinker *et al.*, 2019b).

Canada

En se fondant sur des données de relevés, Nichol *et al.* (2005) ont indiqué que le taux de croissance fini de la population canadienne de loutres de mer, estimé à partir d'une régression par morceaux, était de 20,2 % par année, de 1977 à 1994, et de 9,4 % par année, de 1994 à 2004. Les résultats d'une régression semblable incluant les données des dénombrements les plus récents (2008, 2013 et 2017; tableau 2) indiquent que le taux de croissance de la population a ralenti après 1995. De 1977 à 1995, la population a connu une croissance moyenne de 20,1 % par année, mais cette croissance a ralenti à 8,7 % par année au cours de la période de 1995 à 2017. Le modèle le mieux ajusté a permis une inflexion en 1995 (*erreur-type* = 0,189, $r^2 = 0,98$, $F_{2,21} = 602,2$, $P < 0,0001$; figure 3). Ces taux de croissance sont semblables à ceux qui ont été observés dans d'autres populations de loutres de mer réintroduites (Estes, 1990).

Les taux de croissance initiaux élevés de 17 à 20 % ($\sim r_{max}$ pour l'espèce) et le ralentissement ultérieur de la croissance, causé par la limitation des ressources et l'atteinte de la capacité de charge pour des portions de la population, sont représentatifs des populations de loutres de mer réintroduites (Estes, 1990). La densité locale de loutres de mer est maintenue à la capacité de charge par la mortalité et l'émigration (Estes, 1990; Tinker *et al.*, 2019a). Au Canada, les portions de la population de loutres de mer qui se trouvent près du centre de l'aire de répartition (île de Vancouver) ont atteint la capacité de charge depuis le milieu des années 1990 ou le début des années 2000. Les effectifs sont stables ou augmentent très lentement dans les zones où ils ont atteint la capacité de charge (p. ex. croissance de 2,6 % par année de 2013 à 2017), augmentent lentement dans les zones où ils sont près de la capacité de charge (p. ex. croissance de 8,3 % par année de 2013 à 2017), et augmentent à des taux qui avoisinent ou dépassent r_{max} dans les zones récemment occupées (p. ex. croissance de 24,5 % par année de 2013 à 2017) (voir Nichol *et al.*, 2015, 2020 pour les taux de croissance par zone). Selon une durée de génération présumée de 7 à 9 ans, l'abondance de 2017 représente 12 fois celle de 1990 (c.-à-d. il y a 3 générations, selon une durée de génération de 9 ans) ou 5 fois celle de 1996 (c.-à-d. il y a 3 générations, selon une durée de génération de 7 ans et le dénombrement le plus près de 1995).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :
 Number of sea otters = Nombre de loutres de mer
 Year = Année

Figure 3. Tendence en matière de croissance de la population de loutres de mer en Colombie-Britannique présentée sous forme A) d'une échelle logarithmique et B) d'une échelle ordinale. Les points représentent les dénombrements utilisés dans la régression. La courbe noire représente la régression par morceaux. La tendance estimée est une croissance de 20,1 % par année jusqu'en 1995 (intervalles de confiance de la pente = 18,1-22,2 %), et de 8,7 % par année, après 1995 (intervalles de confiance de la pente = 3,3-13,3 %, $r^2 = 0,98$, $n = 21$). Les lignes tiretées rouges représentent les intervalles de confiance à 95 %.

D'après la longueur du littoral et une estimation de la densité des loutres de mer dans les zones où la capacité de charge serait atteinte, Gregr *et al.* (2008) ont estimé qu'une limite supérieure de 52 199 individus (IC à 95 % : 48 672-59 018) correspondait à la capacité de charge de l'espèce sur toute la côte de la Colombie-Britannique. Cette estimation, qui présume que la densité de loutres de mer est indépendante de la qualité de

l'habitat, porte également à croire que la taille de la population canadienne de loutres de mer (en 2017) représentait de 14 à 17 % de la capacité de charge potentielle estimée. Sur le plan écologique, il est peut-être important que les populations de loutres de mer soient proches de la capacité de charge parce que la densité ou l'abondance exerçant des effets écologiques est supérieure à la taille minimale d'une population viable et proche de la capacité de charge (Soulé *et al.*, 2005).

Immigration de source externe

Les populations de loutres de mer adjacentes à la Colombie-Britannique, dans l'État de Washington et dans le sud-est de l'Alaska, sont toutes deux en deçà de la capacité de charge (Walker *et al.*, 2008; Gregr *et al.*, 2008). Cependant, en cas d'incident catastrophique ayant des conséquences généralisées sur la population canadienne (et probablement les populations adjacentes), le déplacement et l'immigration d'individus en provenance de l'État de Washington ou du sud-est de l'Alaska seraient peu probables. Après la disparition de la loutre de mer de la Colombie-Britannique, de l'État de Washington et de l'Oregon entre le début et le milieu du XX^e siècle (Nichol, 2015), aucun rétablissement naturel à partir des populations reliques de l'Alaska n'avait encore eu lieu en 1969, au moins 40 ans après la disparition. De plus, la loutre de mer n'a pas repeuplé la côte de l'Oregon à partir de la Californie ou de l'État de Washington, probablement parce que l'espèce a une capacité de dispersion très limitée, qu'elle présente une grande fidélité aux sites et qu'elle occupe de petits domaines vitaux (Loughlin, 1980; Garshelis *et al.*, 1984; Jameson, 1989; Bodkin *et al.*, 2002; Tarjan et Tinker, 2016). Bien qu'il existe des preuves de déplacements limités entre l'État de Washington et la Colombie-Britannique, preuves qui reposent principalement sur la récupération de carcasses de loutres de mer (Larson *et al.*, 2015; S. Larson, comm. pers., 2019), la dispersion d'adultes à partir de zones adjacentes n'est probablement pas assez fréquente pour constituer une immigration de source externe.

Les déplacements vers de nouvelles zones se produisent habituellement lorsque l'espèce est sur le point d'atteindre la capacité de charge et que des groupes de mâles se déplacent vers de l'habitat inoccupé. Les femelles se déplacent une fois les mâles partis (Loughlin, 1980; Garshelis *et al.*, 1984; Jameson, 1989; Rechsteiner *et al.*, 2019). Une étude sur les tendances de rétablissement de la population à la suite du déversement de pétrole de l'*Exxon Valdez* à deux sites insulaires du golfe du Prince William met en lumière l'improbabilité d'une immigration de source externe en cas de catastrophe. Bodkin *et al.* (2002) ont conclu que, dans le golfe du Prince William, la croissance de la population de loutres de mer dans les sites souillés par les hydrocarbures n'a pas découlé de la nouvelle répartition généralisée d'adultes matures provenant d'autres parties du golfe du Prince William, mais plutôt de la reproduction au sein de la population et de l'immigration locale de juvéniles.

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

Menaces

À l'échelle mondiale, l'UICN (IUCN, 2015) considère que les facteurs de stress environnementaux, l'augmentation du risque de prédation, la quantité limitée de nourriture, les maladies, le réchauffement des océans, l'acidification des océans et les changements de la répartition géographique des communautés marines constituent des menaces pesant sur les populations de loutres de mer. Au Canada, parmi les menaces connues figurent la contamination de l'environnement, les conflits avec les pêches, l'empêchement dans les engins de pêche, les collisions avec les navires, la chasse illégale et possiblement les perturbations humaines. Les menaces sont classées ci-dessous, d'après le système unifié de classification des menaces proposé par l'Union internationale pour la conservation de la nature et le Partenariat pour les mesures de conservation (UICN-CMP; d'après Salafsky *et al.*, 2008). Un calculateur des menaces de l'UICN a été rempli et figure à l'annexe 1. L'impact global des menaces attribué est très élevé-moyen, principalement en raison du risque d'effets des grands déversements d'hydrocarbures à l'échelle de la population, dont l'occurrence est très incertaine, ainsi que des effets potentiels de l'acidification des océans sur les proies. L'impact d'autres menaces permanentes est considéré comme négligeable ou moyen-faible, et ces menaces ne semblent pas affecter la croissance de la population et l'expansion de l'aire de répartition sur la côte de la Colombie-Britannique. Les détails de ces menaces sont présentés ci-dessous, organisés par catégories de menaces de l'UICN, et à l'annexe 1.

Pollution (menace 9.0 de l'UICN) (impact élevé-moyen)

Marées noires et exposition à des hydrocarbures pétroliers

Plusieurs caractéristiques biologiques rendent la loutre de mer particulièrement vulnérable à l'exposition aux hydrocarbures (Jarvela-Rosenberger *et al.*, 2017). La loutre de mer est dépourvue de la couche isolante de graisse que l'on trouve chez les autres mammifères marins et dépend de l'air emprisonné dans sa fourrure pour maintenir sa chaleur corporelle et, dans une moindre mesure, sa capacité de flottaison (Morrison *et al.*, 1974; Williams *et al.*, 1992). Le pétrole détruit les propriétés imperméables de la fourrure de l'espèce, élimine la couche d'air et réduit ainsi l'isolation d'environ 70 %, ce qui entraîne l'hypothermie et la mort (Costa et Kooyman, 1982; Williams *et al.*, 1988). Lorsqu'une loutre de mer est mazoutée, elle fait sa toilette de façon obsessionnelle et arrête de se nourrir, de se reposer et de s'occuper de son petit (Ralls et Siniff, 1990). De plus, en se nettoyant, les loutres propagent et ingèrent des hydrocarbures, en plus d'inhaler des vapeurs toxiques qui provoquent des lésions aux organes internes (Geraci et Williams, 1990; Lipscomb *et al.*, 1993; Williams *et al.*, 1995). Même longtemps après un déversement, les loutres peuvent être exposées en permanence aux hydrocarbures lorsqu'elles se nourrissent dans un substrat contaminé ou consomment des proies contaminées par des hydrocarbures (Bodkin *et al.*, 2002; 2012). De plus, les mâles et les femelles se reposent habituellement dans des groupes (radeaux) séparés, composés de 50 à 1 000 individus. En cas de marée noire, un grand nombre de loutres, surtout des femelles accompagnées de leur petit,

peuvent être souillées simultanément. Il existe des méthodes pour nettoyer et réhabiliter ces animaux, mais elles sont coûteuses et leur efficacité est mise en doute (Estes, 1991; Williams et Davis, 1995). Enfin, une immigration de source externe en cas de déversement majeur d'hydrocarbures est très peu probable. Des recherches récentes ont montré qu'il est peu probable que la loutre de mer, qui occupe un petit domaine vital, se déplace vers un autre habitat (Davis *et al.*, 2019; voir la section **Immigration de source externe**). Plusieurs déversements d'hydrocarbures à grande échelle ont eu lieu et donnent un aperçu de la portée et de la gravité de la menace que représente la contamination par les hydrocarbures.

Le 23 décembre 1988, le chaland-citerne *Nestucca* a déversé 875 000 litres de combustible de soute C dans les eaux au large de Gray's Harbour, dans l'État de Washington (Waldichuk, 1989). En sept jours, le combustible s'était étendu vers le nord jusqu'au cap St. James, à Haida Gwaii, et trouvé plus tard aussi loin au nord que les îles Moore, le long de la côte continentale du nord de la Colombie-Britannique (EnviroEmerg Consulting, 2009). La propagation du combustible provenant de ce déversement a démontré la vulnérabilité de la population canadienne de loutres de mer aux marées noires (Watson, 1990). Le déversement du *Nestucca* était relativement petit, mais il a quand même touché l'ensemble de l'aire de répartition actuelle de la loutre de mer dans l'État de Washington et en Colombie-Britannique, ce qui porte à croire qu'un déversement important aurait une vaste dispersion géographique qui réduirait encore plus toute possibilité d'immigration de source externe. L'impact du déversement du *Nestucca* sur la loutre de mer n'est pas clair, car la taille et l'aire de répartition de la population étaient peu connues à l'époque. La catastrophe a eu lieu en hiver, lorsque l'accès aux zones éloignées où se rassemblent les individus est difficile à cause du mauvais temps. Une carcasse de loutre de mer mazoutée a été observée dans une île au nord-ouest de l'île de Vancouver, mais la plupart des carcasses de petits mammifères marins rejetées sur la plage ont tendance à être rapidement dévorées par les loups et les ours. Une grande quantité d'excréments de loups contenant de la fourrure de loutre de mer a été trouvée dans les semaines qui ont suivi le déversement, et il est probable que la mortalité ait été plus importante que l'unique carcasse observée ne le laisse croire (J. Watson, comm. pers., 2021).

Au printemps 1989, le pétrolier *Exxon Valdez* s'est échoué dans le golfe du Prince William, en Alaska, déversant 42 millions de litres de pétrole brut. Près de 1 000 carcasses de loutres de mer ont été repêchées, mais la mortalité totale estimée était d'environ 2 650 individus (Garrott *et al.*, 1993) à 3 905 individus (DeGange *et al.*, 1994). Les études ultérieures à ce déversement ont mis en évidence les conséquences à long terme des hydrocarbures et démontré que, pour la loutre de mer, les effets chroniques peuvent être aussi importants que les effets aigus (Monson *et al.*, 2011). La modélisation des populations a montré une diminution du taux de survie dans toutes les classes d'âge de l'espèce au cours des neuf années qui ont suivi le déversement (Monson *et al.*, 2000b), et des études ultérieures ont indiqué que la population de loutres de mer du golfe du Prince William présentait un taux de survie réduit et était constamment exposée aux hydrocarbures persistants, au moins jusqu'en 2009 (Ballachey *et al.*, 2014). Des expériences en milieu contrôlé effectuées sur des visons d'Amérique (*Neovison vison*) ont montré les incidences du pétrole sur la reproduction et la survie des mustélidés. Des visons

femelles ayant reçu de faibles doses de pétrole brut et de combustible de soute C pour simuler les concentrations de résidus mesurées dans des invertébrés quatre ans après le déversement de l'*Exxon Valdez* ont donné naissance à beaucoup moins de visonneaux que les femelles du groupe témoin. De plus, les visonneaux femelles nés d'une mère exposée avaient un faible taux de survie au sevrage, et ceux qui ont survécu affichaient un succès de reproduction inférieur à ceux du groupe témoin (Mazet *et al.*, 2001). Bien que les effets du pétrole aient duré plus de 20 ans, des travaux récents semblent indiquer que, dans le golfe du Prince William, le rétablissement de la loutre de mer est en cours et que l'exposition au pétrole n'est plus importante sur le plan biologique pour la population qui s'y trouve (Ballachey *et al.*, 2014).

Les nappes d'hydrocarbures dans les eaux de la Colombie-Britannique découlent principalement des eaux de cale, des navires, des pétroliers, des barges, des réservoirs de carburants et des stations côtières de ravitaillement (Shaffer *et al.*, 1990); ainsi, l'augmentation du trafic maritime accroît le risque de déversements d'hydrocarbures (O'Hara *et al.*, 2013). Au Canada, la grande majorité du transport maritime a lieu en Colombie-Britannique, où la côte sud de l'île de Vancouver présente la plus forte probabilité de déversement d'hydrocarbures (WSP, 2014). Les agrandissements en cours de ports à Vancouver, à Prince Rupert et dans l'État de Washington devraient augmenter considérablement le trafic maritime pendant au moins la prochaine décennie (Van Dorp et Merreck, 2013; Canadian Sailings, 2019). Par exemple, la circulation des pétroliers résultant du prolongement du pipeline de TransMountain devrait être sept fois plus élevée dans la mer des Salish et le détroit de Juan de Fuca (mesurée en nombre de pétroliers par mois et comparée aux données de 2018; Johannessen *et al.*, 2019). En 2012, environ 29 000 navires sont passés par la Colombie-Britannique, notamment des navires de charge (48 %), des remorqueurs (27 %), des navires-citernes (6 %) et divers autres types de navires (Nuka, 2013). En 2012 toujours, les navires répertoriés (à l'exception des remorqueurs) ont transporté environ 110 milliards de litres de produits pétroliers dans les eaux côtières intérieures de la Colombie-Britannique. Les hydrocarbures persistants (produits pétroliers qui ne s'évaporent pas) représentaient la majorité de ces produits : 38 % étaient du combustible de soute utilisé comme carburant pour les grands navires, 35 % étaient du pétrole brut destiné à des raffineries de l'État de Washington, et environ 27 % étaient du mazout raffiné (connu comme étant un produit pétrolier non persistant, car il s'évapore) utilisé comme carburant pour les petits navires.

En plus du pétrole brut, bon nombre des navires-citernes traversant le détroit de Juan de Fuca transportent du bitume dilué (aussi appelé « dilbit »). L'approbation du prolongement du pipeline de TransMountain signifie que la quantité de bitume dilué transporté le long de la côte de la Colombie-Britannique augmentera considérablement (Johannessen *et al.*, 2019). Les effets biologiques d'un déversement de bitume dilué sont inconnus, car la réaction de cet hydrocarbure dans les eaux côtières de la Colombie-Britannique n'est pas claire. Le bitume dilué se compose de bitume lourd mélangé avec du pétrole léger (pour réduire sa viscosité, de manière à ce qu'il puisse s'écouler dans les pipelines). À mesure que le bitume dilué se dégrade, le pétrole léger s'évapore, tandis que la densité du produit restant augmente et fait en sorte que le produit coule vers le fond. Le bitume récemment dilué a des effets toxiques semblables à ceux

d'autres produits pétroliers (Alderman *et al.*, 2017) si bien que les mammifères marins, dont la loutre de mer, sont considérés comme étant vulnérables à ces effets (Jarvela-Rosenberger *et al.*, 2017). Les pétroles légers sont probablement d'une toxicité aiguë, tandis que les composantes plus lourdes devraient avoir des effets chroniques (Lee *et al.*, 2015 cité dans Johannessen *et al.*, 2019). Il n'existe actuellement aucune étude exhaustive portant sur les effets biologiques d'un déversement de bitume dilué dans l'océan (Johannessen *et al.*, 2019).

Les déversements de petite à moyenne échelle pourraient représenter un plus grand risque pour la loutre de mer, car la plupart (95 %) des petits déversements se produisent près du littoral, causent des dommages importants et surviennent plus fréquemment que les grands déversements (voir O'Hara *et al.*, 2013; Bertazzon *et al.*, 2014; Serra-Sogas *et al.*, 2014; Fox *et al.*, 2016). Par exemple, les barges de transport de carburant, qui ne font pas l'objet de suivi, transportent annuellement une quantité estimée à 48 milliards de litres d'hydrocarbures principalement non persistants le long de la côte intérieure de la Colombie-Britannique (Nuka, 2013). Depuis 2016, deux incidents mettant en cause des barges de transport de carburant se sont produits dans l'aire de répartition de la loutre de mer, sur la côte centrale de la Colombie-Britannique.

Le premier événement s'est produit en octobre 2016, lorsque le remorqueur *Nathan E. Stewart* s'est échoué dans le chenal Seaforth, avant de couler et de déverser 110 000 litres de diesel. Ce déversement a contaminé des gisements de palourdes (CBC News, 10 octobre 2018), et a forcé la Première Nation des Heiltsuk à fermer le secteur coquillier, y interdisant la récolte de coquillages destinés à la consommation humaine (CTV News, 15 juillet 2019). Lors du deuxième événement, survenu en novembre 2017, le remorqueur *Jake Shearer* a perdu le contrôle de la barge qu'il poussait au large de l'archipel Goose. La barge, qui transportait 4 millions de litres de carburant, a été ancrée de manière précaire dans une mer agitée, à moins de 2 km d'une zone occupée par des loutres de mer femelles, jusqu'à ce qu'un second remorqueur puisse venir la chercher (CBC News, 26 novembre 2017). Si la barge s'était rompue, l'état de la mer aurait rendu impossible le confinement du carburant, qui aurait été transporté vers le nord, dans l'aire de répartition de la loutre de mer sur la côte centrale.

Les conditions météorologiques jouent un rôle important dans l'évaluation des risques. Le plus grand risque de déversement d'hydrocarbures se trouve sur la côte sud de la Colombie-Britannique, où la circulation maritime est la plus élevée (Nuka Research, 2013, 2021; WSP, 2014). Si un tel déversement devait se produire en hiver, lorsque les vents et les courants dominants viennent du sud, les hydrocarbures pourraient se répandre vers le nord, dans toute l'aire de répartition de la loutre de mer en Colombie-Britannique, comme ce fut le cas lors du déversement relativement faible du *Nestucca* en 1988. Il existe quelques modèles récents de risques concernant les déversements d'hydrocarbures en Colombie-Britannique, mais les modèles de risques applicables au sud de la province et à l'État de Washington, élaborés dans les années 1980, prévoyaient que des déversements de pétrole brut ou de combustible de soute de plus de 159 000 litres pourraient se produire toutes les 2,5 années et que les déversements de tout type de produit pétrolier de plus de 159 000 litres pourraient avoir lieu chaque 1,3 année (Cohen et Aylesworth, 1990). La

fréquence réelle des déversements importants qui ont touché la Colombie-Britannique entre 1974 et 1991 était proche de la fréquence prédite (Burger, 1992). Toutefois, les estimations à l'échelle mondiale du volume d'hydrocarbures déversés annuellement ont connu un déclin important (d'environ 50 %) depuis les années 1970, principalement grâce à une meilleure application des mesures de prévention et aux pratiques de transport maritime plus responsables (Schmidt-Etkin, 2011).

Les petits déversements chroniques sont également préoccupants. Environnement et Changement climatique Canada effectue un suivi de tous les déversements de plus de 1 130 litres (Burger, 1992). L'effet de la contamination causée par des déversements chroniques de volume moindre sur la loutre de mer est inconnu, mais une exposition chronique aux hydrocarbures peut se produire même si aucun déversement n'est répertorié. En travaillant au large de la côte ouest de l'île de Vancouver, Harris *et al.* (2011) ont constaté que les concentrations d'hydrocarbures (provenant du pétrole altéré et de la combustion de combustibles fossiles) dans les sédiments et les réseaux trophiques de l'endofaune étaient suffisantes pour exposer la loutre de mer à des contaminants.

Les épaves dont les réservoirs de carburant sont intacts représentent également un risque non calculé pour la loutre de mer. Parmi les exemples récents, il y a l'épave du *MV Schiedyk* dans la baie Nootka, dont la fuite de pétrole a commencé en 2020, soit 52 ans après le naufrage (Kloster, 2020). En 2013, environ 35 000 litres de combustible de soute C ont été récupérés du navire USAT *Brig.-Gen. M.G. Zalinski*, dont la fuite a commencé en 2003, soit 57 ans après que le navire s'est échoué et a coulé dans le chenal Grenville, sur la côte nord de la Colombie-Britannique (Pynn, 2019). Un exemple plus récent est celui du traversier *MV Queen of the North*, qui a coulé le 22 mars 2006 dans 427 m d'eau après s'être échoué sur l'île Gil (135 km au sud de Prince Rupert, en Colombie-Britannique). Le traversier contenait 225 000 litres de diesel, 15 000 litres de pétrole léger, 3 200 litres de liquide hydraulique et 3 200 litres d'huile de tube d'étambot, en plus de transporter quelque 20 véhicules. Son naufrage a créé une nappe de pétrole qui s'est répandue dans les eaux environnantes du passage Wright, et bien que les combustibles légers se soient évaporés, les rejets chroniques continus et le pétrole restant dans le traversier sont considérés comme une préoccupation environnementale (BC Spills and Environmental Emergencies, 2021).

Enfin, les évaluations des risques de déversement ne tiennent pas compte de la circulation des navires transitant par la côte de la Colombie-Britannique dans les eaux internationales. Néanmoins, c'est le trafic maritime à proximité du littoral qui présente le plus grand risque de déversement d'hydrocarbures (Nuka Research, 2013; WSP, 2014).

Autres contaminants

Des recherches récentes indiquent qu'en Californie la vulnérabilité de la loutre de mer aux facteurs de stress tels que la contamination est fortement liée à la disponibilité limitée des ressources (Tinker *et al.*, 2019b). La réduction de l'immunocompétence, effet secondaire répertorié des contaminants chez les mammifères marins, est considérée comme un facteur de la mortalité causée par les maladies dans la population californienne de loutres de mer (Thomas et Cole, 1996; Reeves, 2002; Ross, 2002; Jessup *et al.*, 2010), mais les concentrations de contaminants organochlorés n'ont pas été mesurées chez les individus de la Colombie-Britannique.

Toutefois, les concentrations de polychlorobiphényles (PCB), de pesticides organochlorés, dont le DDT, et de butylétain ont été mesurées chez les loutres de mer de la Californie, de l'État de Washington et de l'Alaska (Bacon *et al.*, 1999; Lance *et al.*, 2004; Kannan *et al.*, 2004, 2007, 2008). Les concentrations de PCB étaient supérieures chez les individus alaskiens des Aléoutiennes (309 µg/kg, poids humide) par rapport à celles observées chez les individus de la Californie (185 µg/kg, poids humide) et du sud-est de l'Alaska (8 µg/kg, poids humide) (Bacon *et al.*, 1999). Les concentrations de DDT étaient plus élevées chez les individus de la Californie (850 µg/kg, poids humide) que chez les individus des Aléoutiennes (40 µg/kg, poids humide) et du sud-est de l'Alaska (1 µg/kg, poids humide). Les concentrations de PCB chez les individus de la Californie et des îles Aléoutiennes sont considérées comme préoccupantes étant donné que des concentrations semblables ont entraîné l'infécondité chez le vison (Risebrough, 1984 dans Riedman et Estes, 1990), mais il est à noter que les teneurs en DDT mesurées chez les individus de la Californie n'ont pas été considérées comme étant exceptionnellement élevées par rapport à celles détectées chez d'autres mammifères marins (Bacon *et al.*, 1999).

Parmi un petit échantillon de carcasses rejetées sur les plages californiennes, les individus morts de maladies infectieuses contenaient des concentrations plus élevées de composés de butylétain (provenant probablement de peinture antisalissure) et de DDT que les individus morts de traumatismes et de causes inconnues (Kannan *et al.*, 1998; Nakata *et al.*, 1998). D'autres travaux ont mené Kannan *et al.* (2007) à suggérer un lien entre des concentrations élevées de PCB et la maladie chez les individus de la Californie. Toutefois, même si la loutre de mer a une grande capacité de bioaccumulation des polluants organiques persistants (la loutre a une capacité de concentration des polluants organiques dans ses tissus de 60 à 240 fois plus élevée que celle observée chez ses proies; Kannan *et al.*, 2004, 2007; Kannan et Perotta, 2008; examiné dans Davis *et al.*, 2019), aucun lien entre les concentrations de contaminants et une incidence accrue de maladie n'a été démontré chez l'espèce (Jessup *et al.*, 2010). En Colombie-Britannique, les carcasses de loutres de mer font l'objet de peu d'échantillonnage, car elles se trouvent dans des endroits éloignés et sont susceptibles d'être mangées par des charognards, comme les ours (*Ursus* spp.) et les loups.

Empêchement dans les engins de pêche

L'ampleur de l'empêchement des loutres de mer dans les engins de pêche en Colombie-Britannique n'a pas fait l'objet d'études. Toutefois, des individus s'empêchent accidentellement et demeurent piégés dans des engins de pêche, et de tels incidents sont signalés en Alaska, en Californie, dans l'État de Washington et au Japon (Rotterman et Simon-Jackson, 1988; DeGange et Vacca, 1989; Lance *et al.*, 2004; Hattori *et al.*, 2005; USFWS, 2017). Des individus morts à la suite d'empêchement dans des engins de pêche au saumon ont été signalés, en particulier dans le centre-sud et le sud-ouest de l'Alaska dans les années 1970 et 1980. De plus, à la fin des années 1980, des inquiétudes ont été soulevées quant au fait que le nombre de cas d'empêchement pourrait être considérable et croissant (Rotterman et Simon-Jackson, 1988). Chez la loutre de mer, la mortalité causée par l'empêchement dans des filets maillants mouillés à des profondeurs inférieures à 30 m constituait un grave problème en Californie à la fin des années 1970 et au début des années 1980. Des restrictions sur la pêche au filet dans l'aire de répartition de la loutre de mer en Californie ont donc été mises en place, et l'empêchement dans des filets maillants n'est plus considéré comme une cause importante de mortalité (USFWS, 2003; USFWS, 2017). Dans l'État de Washington, la pêche au filet maillant dans le cadre de traités est permise dans l'aire de répartition de l'espèce. Les cas d'empêchement et de mortalité sont rarement signalés, mais ils pourraient devenir plus fréquents à mesure que les effectifs et l'aire de répartition de la loutre de mer s'accroissent (Gerber et VanBlaricom, 1998; Lance *et al.*, 2004). En Colombie-Britannique, deux cas de loutres de mer empêchées et noyées dans des parcs en filet à hareng, des filets fantômes ou des filets maillants ont été signalés (MPO, données inédites).

En Colombie-Britannique, il existe des signalements isolés de loutres de mer noyées dans des casiers à crabe commerciaux (J. Watson, comm. pers., 2019), et de tels cas de mortalité ont également été signalés en Alaska et en Californie (Hatfield *et al.*, 2011). Sur la côte ouest de l'île de Vancouver seulement, jusqu'à 35 000 casiers commerciaux peuvent être mis à l'eau chaque année (IFMP Crab by Trap, 2017-2018). Hatfield *et al.* (2011) ont montré que les loutres de mer de 2 ans et moins pouvaient, en raison de leur taille, entrer dans un casier doté d'ouvertures circulaires d'un diamètre de 12,25 à 14,5 cm ou d'ouvertures rectangulaires d'une hauteur de 9,5 cm (typiques des casiers à crabe dormeur [*Metacarcinus magister*]) (Hatfield *et al.*, 2011). En Colombie-Britannique, le risque d'empêchement est probablement plus élevé lorsque les loutres de mer vont au-delà de leur aire de répartition, jusque dans les zones de pêche au crabe en activité. Actuellement, la plus grande zone de chevauchement entre la loutre de mer et les zones de pêche commerciale au crabe se situe à l'extrémité sud de l'aire de répartition de la loutre de mer, dans la baie Clayoquot, sur la côte ouest de l'île de Vancouver.

Abattage ciblé

La loutre de mer fait l'objet d'une chasse illégale en Colombie-Britannique, mais il n'existe aucune estimation fiable du nombre de prises. Les cas d'abattage illégal répertoriés en Colombie-Britannique concernent 13 individus abattus au large de la côte ouest de l'île de Vancouver entre 2004 et 2014 (MPO, données inédites). Il y a également eu des signalements de chasse à la loutre de mer sur la côte centrale de la Colombie-Britannique et sur la côte ouest de l'île de Vancouver en 2016 et 2017, respectivement (MPO, données inédites). En 2018, sept ou huit carcasses de loutres de mer ont été trouvées dans une décharge de l'île de Vancouver (Nanaimo Bulletin, 3 avril 2018). Comme dans d'autres régions, la loutre de mer est probablement chassée pour sa peau et en réaction à son effet sur les stocks d'invertébrés (p. ex. Rotterman et Simon-Jackson, 1988; Bodkin, 2003; USFWS, 2014, 2017; voir la section **Importance de l'espèce**). Ces incidents constituent probablement une sous-estimation de l'ampleur de la mortalité attribuable à l'abattage illégal.

La chasse légale à la loutre de mer en Colombie-Britannique a été proposée. Pour appuyer l'accès prioritaire aux ressources, le MPO discute avec tous les intérêts autochtones en matière de pêche dont il a connaissance, y compris ceux qui concernent la loutre de mer. À ce jour, le Ministère n'a pas autorisé la chasse à la loutre de mer à des fins alimentaires, sociales et rituelles (L. Galbraith, comm. pers., 2021). Toute chasse éventuelle serait gérée comme une pêche et ne devrait pas être considérée comme une menace directe. Cependant, le braconnage illégal peut se développer en parallèle avec la chasse légale (p. ex. voir Wyatt, 2009), ce qui pourrait augmenter les cas de mortalité ciblés, mais non signalés.

Corridors de transport et de service (menace 4.0 de l'UICN) (impact négligeable)

Collisions avec des navires

En Californie, la collision avec un navire était la cause principale de la mort de 5 des 105 carcasses rejetées sur la plage examinées entre 1998 et 2001 (Kreuder *et al.*, 2003) et, ces dernières années, elle a causé la mort de plusieurs individus chaque année (USFWS, 2017). Des collisions avec des bateaux ont également été signalées en Alaska (Rotterman et Simon-Jackson, 1988), où elles sont une cause récurrente de mortalité, bien que, dans la plupart des cas, il y ait d'autres facteurs contributifs (maladie ou exposition aux biotoxines), qui rendaient les individus plus susceptibles d'être heurtés par des bateaux (USFWS, 2014b). Les collisions avec des navires ne sont pas systématiquement étudiées en Colombie-Britannique, mais l'on sait qu'elles se produisent (Watson *et al.*, 1997). Depuis 2004, au moins un incident de collision avec un bateau et deux résultats de nécropsies indiquant un traumatisme par objet contondant ont été signalés au MPO (données inédites). Ces trois incidents constituent probablement une sous-estimation de l'ampleur de la mortalité attribuable aux collisions puisque la plupart de celles-ci ne sont vraisemblablement pas signalées. Les collisions avec les navires devraient augmenter à mesure que la loutre de mer étend son aire de répartition dans des zones plus près des habitations humaines et des activités nautiques.

Intrusions et perturbations humaines (menace 6.0 de l'UICN) (impact négligeable)

Le trafic maritime au sein de l'habitat de la loutre de mer, qu'il s'agisse de la circulation ciblée pour l'observation de l'espèce ou de la circulation non ciblée, est susceptible de causer des perturbations. Les femelles avec petit, qui doivent ainsi dépenser plus d'énergie (Thometz *et al.*, 2016), sont plus vulnérables aux effets des perturbations que les mâles. Cependant, les radeaux de mâles régulièrement exposés au trafic maritime semblent pouvoir s'y habituer, tandis que les mâles solitaires sont les plus tolérants à la présence de bateaux. En général, les conséquences liées aux humains habitant dans des zones côtières (le bruit et la présence de personnes) ou conduisant des bateaux à proximité de loutres de mer ne semblent pas constituer une préoccupation majeure en ce moment, car les loutres de mer de la Colombie-Britannique se trouvent le long de zones de la côte qui ne sont pas densément habitées.

Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques (menace 8.0 de l'UICN) (impact inconnu)

Agents pathogènes et biotoxines

De manière semblable à sa vulnérabilité aux déversements d'hydrocarbures, la loutre de mer possède plusieurs caractéristiques biologiques qui la rendent très vulnérable aux effets des agents pathogènes et des biotoxines (Miller *et al.*, 2007; Jessup *et al.*, 2010). Premièrement, elle a un métabolisme rapide et doit consommer une biomasse élevée de proies, ce qui augmente son exposition aux agents pathogènes et aux biotoxines. Deuxièmement, elle se nourrit souvent d'invertébrés filtreurs, qui peuvent concentrer les polluants chimiques et biologiques présents dans l'eau et les sédiments, le cas échéant. Enfin, les besoins métaboliques élevés de la loutre de mer signifient que les effets des facteurs de stress environnementaux ne peuvent pas être pris en compte séparément de la disponibilité limitée des ressources. Dans de l'habitat où les ressources sont limitées, la loutre de mer sera plus vulnérable aux facteurs de stress environnementaux (Tinker *et al.*, 2019b).

Les agents pathogènes peuvent être une cause importante de mortalité chez la loutre de mer en Californie (Jessup *et al.*, 2004, 2007; Conrad *et al.*, 2005; Johnson *et al.*, 2009; USFWS, 2017; mais voir Tinker *et al.*, 2019b). Dans cet État, environ 25 % des carcasses récupérées sont des individus morts d'encéphalites causées par les parasites *Toxoplasma gondii* (source : félidés domestiques et sauvages) et *Sarcocystis neurona* (source : opossum de Virginie [*Didelphis virginiana*]). La loutre de mer contracte probablement ces infections en mangeant des invertébrés qui ont ingéré des oocystes provenant de ruissellements terrestres se déversant en eaux côtières (Miller *et al.*, 2002; Conrad *et al.*, 2005; Johnson *et al.*, 2009; Miller *et al.*, 2010; Lafferty, 2015; Burgess *et al.*, 2018).

Des infections causées par le *T. gondii* et le *S. neurona* ont été signalées dans des populations de loutres de mer, de la Californie à l'Alaska (Burgess *et al.*, 2018, 2020), mais la prévalence de ces agents pathogènes en Colombie-Britannique est faible par rapport à

celle dans l'État de Washington et en Californie. Parmi les 95 individus capturés en Colombie-Britannique de 2003 à 2011, le *T. gondii* a été détecté chez 12 % des individus, et le *S. neurona*, chez 5 % des individus (Shrubsole *et al.*, 2005; Burgess *et al.*, 2018; M. Murray, comm. pers., 2019). Dans l'État de Washington, ces agents pathogènes étaient présents chez 30 % (n = 30) des individus capturés (Burgess *et al.*, 2018) et chez 54 % (n = 333) des carcasses récupérées de 2002 à 2012 (White *et al.*, 2018). Une carcasse rejetée sur la plage et récupérée dans l'île de Vancouver en 2006 était celle d'un individu mort d'une infection par *S. neurona* (Barbosa *et al.*, 2015). La faible prévalence de l'exposition au *S. neurona* en Colombie-Britannique et en Alaska est probablement attribuable au fait que l'hôte définitif (opossum) n'est pas présent en zones côtières (Barbosa *et al.*, 2015; Burgess *et al.*, 2020).

En Californie, le lien entre la vulnérabilité de la loutre de mer aux agents pathogènes et aux biotoxines d'une part, et la disponibilité limitée des ressources en fonction de la densité, d'autre part, est synergique (Tinker *et al.*, 2019b). Par exemple, la spécialisation alimentaire, qui s'accroît proportionnellement à la disponibilité limitée des ressources (Tinker *et al.*, 2008a), influe sur le risque d'exposition à divers agents pathogènes (Johnson *et al.*, 2009). Un mauvais état corporel augmente la vulnérabilité aux agents pathogènes, aux polluants et aux biotoxines produites par les algues nuisibles (Johnson *et al.*, 2009; Jessup *et al.*, 2010). Enfin, parmi les populations de loutres de mer, les caractéristiques du paysage sont également associées aux tendances de prévalence du *T. gondii*. La proximité de bassins versants présentant un couvert forestier, qui peut aider à filtrer les agents pathogènes, était associée à une prévalence du *T. gondii* considérablement plus faible (Burgess *et al.*, 2018).

Les agents pathogènes associés à la mortalité massive ou à l'échec de reproduction chez les mammifères marins et terrestres sympatriques qui ont été trouvés chez des loutres de mer comprennent des morbillivirus, notamment responsables de la maladie de Carré et de la peste du phoque (Shrubsole *et al.*, 2005; Goldstein *et al.*, 2011; White *et al.*, 2018). Bien que la peste du phoque (provenant de pinnipèdes) ait causé des cas isolés de mortalité de loutres de mer en Alaska (Goldstein *et al.*, 2011) et que la maladie de Carré ait été détectée chez des loutres de mer de la Colombie-Britannique et de l'État de Washington (Shrubsole *et al.*, 2005; White *et al.*, 2018), aucun de ces agents pathogènes n'est connu comme étant un facteur limitatif des populations de loutres de mer en Colombie-Britannique.

Les proliférations d'algues ou de cyanobactéries nuisibles, dont la fréquence et l'étendue peuvent être intensifiées par le ruissellement d'azote ou de phosphore d'origine humaine dans le milieu marin (Mos, 2001), affectent la loutre de mer (Kreuder *et al.*, 2003; Miller *et al.*, 2010). Parmi les biotoxines libérées pendant ces proliférations figurent l'acide domoïque, produit par les diatomées marines (*Pseudonitzschia* spp.), et la microcystine, produite par des cyanobactéries d'eau douce (*Microcystis* spp.). En Californie, l'acide domoïque a été identifié comme étant la cause de plusieurs mortalités massives d'oiseaux de mer, d'otaries et de loutres de mer (Kreuder *et al.*, 2003). L'intoxication à l'acide domoïque est associée à un risque accru de maladie cardiaque et de mort par insuffisance cardiaque, en particulier chez les individus âgés (Kreuder *et al.*, 2003, 2005). La

microcystine, qui n'était autrefois considérée comme problématique que du point de vue de la santé humaine, a été mise en cause dans la mort de plus de 40 loutres de mer de la Californie entre 1999 et 2013 (Miller *et al.*, 2010; Tinker *et al.*, 2013). L'effet des biotoxines sur la population de loutres de mer de la Colombie-Britannique est inconnu. Les proliférations d'algues nuisibles sont également abordées dans la section **Relations interspécifiques**.

Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents (menace 11.0 de l'UICN) (impact moyen-faible)

L'UICN (IUCN, 2015) considère que les changements climatiques constituent une menace pour la loutre de mer. La hausse de la température des océans, l'acidification accrue des océans et le déplacement des aires de répartition géographique des espèces marines provoqués par les changements climatiques devraient perturber les écosystèmes marins et les populations de loutres de mer (Doroff *et al.*, 2011, Coletti *et al.*, 2016). Plus important encore, l'acidification des océans, c'est-à-dire les modifications de la chimie des carbonates de l'océan causées par l'augmentation des concentrations atmosphériques de dioxyde de carbone, constitue une menace grave pour les organismes calcifiants et le fonctionnement d'écosystèmes tels que les zosteraies et les forêts d'algues brunes, primordiales pour la loutre de mer (p. ex. Gaylord *et al.*, 2015; Sunday *et al.*, 2016). Les changements des régimes de température, en particulier les phénomènes extrêmes, peuvent nuire à la survie de la loutre de mer en causant la mortalité directe des espèces intertidales servant de proies (p. ex. Seuront *et al.*, 2019). Le métabolisme rapide et, par le fait même, les besoins alimentaires élevés de la loutre de mer signifient que les individus se trouvant dans des zones proches de la capacité de charge disposent de ressources limitées et sont vulnérables aux changements subis par leurs proies sous l'effet de facteurs environnementaux ou de maladies (Coletti *et al.*, 2016; Davis *et al.*, 2019). En Californie, selon les prévisions, les changements climatiques pourraient affecter les loutres du sud en modifiant les processus qui permettent le transport des agents pathogènes et des contaminants de la terre vers la mer (Walther *et al.*, 2002; USFWS, 2017). Les variations de la température des océans pourraient également modifier la fréquence des proliférations d'algues nuisibles, et augmenter la fréquence et la propagation de maladies chez les organismes marins, ce qui aurait des effets imprévisibles sur les populations de loutres de mer (p. ex. la maladie du dépérissement des étoiles de mer et les changements subséquents de la densité des proies; Schultz *et al.*, 2015; Burt *et al.*, 2018).

La maladie du dépérissement des étoiles de mer (MDEM – probablement causée par un virus; Hewson *et al.*, 2015) a presque fait disparaître complètement de nombreuses espèces d'étoiles de mer, ce qui pourrait indirectement affecter la loutre de mer. Dans le centre de la Californie, un grand nombre d'oursins violets (*Strongylocentrotus purpuratus*) sont apparus à la suite de la MDEM et pendant la vague de chaleur marine (2013-2014) et El Niño-oscillation australe (ENSO, 2015-2016). Les oursins ont ensuite décimé des forêts d'algues brunes, ce qui a entraîné une réduction de 80 % du nombre d'ormeaux – un effet qui pourrait s'étendre à d'autres invertébrés associés aux algues brunes (Rogers-Bennett et Catton, 2019). Sauf le long des lisières des peuplements d'algues restants, la loutre de mer ne consomme pas ces oursins, car ils contiennent peu de chair, et donc peu

d'éléments nutritifs (Smith *et al.*, 2021). Toutefois, un événement semblable de recrutement d'invertébrés s'est produit en Colombie-Britannique (J. Watson, comm. pers., 2021) et, dans les zones abritant des loutres de mer, celles-ci ont consommé les oursins accessibles dès qu'ils avaient atteint un diamètre d'environ 40 mm. Il n'est pas clair si ces événements de recrutement d'invertébrés sont associés à la perte d'étoiles de mer (Burt *et al.*, 2018) et à un meilleur taux de survie des nouvelles recrues, à des processus de recrutement facilités par l'eau chaude (Okamoto *et al.*, 2020), ou à une combinaison de ces possibilités. Bien que des recherches récentes montrent que la MDEM et les vagues de chaleur marines peuvent avoir des effets positifs et négatifs à court terme sur plusieurs espèces d'invertébrés chassés par la loutre de mer, il est seulement possible, pour l'instant, de spéculer sur la façon dont le rétablissement de la loutre de mer peut être touché par de tels changements, le cas échéant.

Les tempêtes peuvent causer la mort de loutres de mer, en particulier si les petits se retrouvent séparés de leur mère (p. ex. Thometz *et al.*, 2016). En Californie, les fortes tempêtes associées aux événements d'ENSO arrachent des algues brunes (Ebeling *et al.*, 1985); or, les changements climatiques devraient causer des événements d'ENSO plus extrêmes (Wang *et al.*, 2019). Les peuplements d'algues brunes sont considérés comme un facteur limitatif pour les individus de la Californie, car les algues atténuent les vagues de tempête et offrent un abri (Nicholson *et al.*, 2018). Cependant, le littoral linéaire de la Colombie-Britannique est environ 10 fois plus grand que celui de la Californie, par degré de latitude (Hessing-Lewis *et al.*, 2018), et présente des zones où la loutre de mer de la Colombie-Britannique peut s'abriter des intempéries. Ainsi, le risque que les tempêtes extrêmes, causées par les changements climatiques, limitent la croissance de la population de loutres de mer en Colombie-Britannique est inconnu.

Facteurs limitatifs

La croissance de la population de loutres de mer est principalement limitée par la disponibilité des proies et de l'habitat (Tinker *et al.*, 2019b; voir les sections **Habitat et Taille et tendances des populations**). Cependant, d'autres facteurs indépendants de la densité tels que la prédation, les agents pathogènes et les biotoxines peuvent également limiter la croissance. Par exemple, selon une hypothèse, la prédation par l'épaulard serait le principal facteur du déclin de la loutre de mer dans le sud-ouest de l'Alaska (Riedman et Estes, 1990; Estes, 1990; Estes *et al.*, 1998; Doroff *et al.*, 2003, mais voir les détails dans les sections **Relations interspécifiques** et **Taille et tendances des populations**), et la mortalité attribuable aux morsures de requin (Tinker *et al.*, 2016) pourrait limiter l'expansion de l'aire de répartition de la loutre de mer en Californie. Toutefois, la prédation ou la mortalité accidentelle causée par les prédateurs n'est probablement pas un facteur limitatif de la population canadienne de loutres de mer (voir la section **Relations interspécifiques**).

Nombre de localités

Malgré les trouées dans l'aire de répartition canadienne de la loutre de mer, on considère qu'il n'y a qu'une seule localité, car la plus grande menace qui pèse sur l'espèce, soit un déversement d'hydrocarbures à grande échelle, pourrait toucher toute la population (figure 2; voir la section **Menaces et facteurs limitatifs**).

PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS

Statuts et protection juridiques

À l'échelle fédérale, la *Loi sur les pêches (Règlement sur les mammifères marins)* et la *Loi sur les espèces en péril (LEP)* s'appliquent à la loutre de mer au Canada. En 1978, le COSEPAC a désigné la loutre de mer espèce en voie de disparition au Canada. Ce statut a été réexaminé et confirmé en 1986, puis l'espèce a été reclassifiée comme étant menacée en 1996. Un réexamen a confirmé le statut d'espèce menacée en 2000.

En 2003, la loutre de mer a été inscrite en tant qu'espèce menacée à l'annexe 1 de la LEP, alors nouvellement adoptée. Le COSEPAC a réexaminé le statut en 2007 et reclassifié l'espèce dans la catégorie « préoccupante » en 2009, en raison de la croissance accrue de la population et de l'expansion de l'aire de répartition. L'espèce demeure toutefois vulnérable aux menaces anthropiques (principalement les déversements d'hydrocarbures). Conformément à la LEP (L.C. 2002, ch. 29), un plan de gestion de la loutre de mer a été élaboré (Fisheries and Oceans Canada, 2014) et a pour objectif de maintenir l'abondance et la répartition de l'espèce, et de favoriser la croissance continue de sa population et l'expansion de son aire de répartition, tant que l'espèce demeure préoccupante. L'habitat essentiel de la loutre de mer n'avait pas encore été désigné lorsqu'elle est passée à la catégorie de risque inférieure d'espèce préoccupante. Selon la LEP, les espèces préoccupantes ne sont pas visées à des interdictions générales, et il n'est pas nécessaire de désigner et de protéger leur habitat essentiel. En vertu du *Règlement sur les mammifères marins* du Canada, la loutre de mer (comme tous les mammifères marins) est protégée contre les perturbations, et sa chasse est réglementée [DORS/93-56, article 5, paragraphes 7(1) et 7(2)]. Toutefois, en vertu de l'article 38 du *Règlement sur les mammifères marins* du Canada, le ministre des Pêches et des Océans peut autoriser la perturbation de la loutre de mer dans certains cas, notamment pour des activités relatives à la recherche ou à la conservation de l'espèce. La plus récente réévaluation du COSEPAC, qui date de mai 2022, a mené à un statut d'espèce préoccupante.

Au Canada, la Constitution [*Loi constitutionnelle de 1982*, 1982, ch. 11 (R.-U.), article 35] reconnaît et confirme les droits existants des peuples autochtones, y compris le droit de récolter à des fins alimentaires, sociales ou rituelles ou à des fins énoncées dans un accord sur des revendications territoriales [L.R.C. 1985, ch. F-14, paragr. 2(1)], un droit qui comprend la récolte de loutres de mer. Une telle récolte serait autorisée par le *Règlement sur les permis de pêche communautaires des Autochtones* (DORS/93-332).

Les lois qui protègent la loutre de mer et son habitat ont contribué au rétablissement de l'espèce. La première loi visant à protéger la loutre de mer se trouve à l'article V, ajouté au traité international sur le phoque à fourrure de 1911 signé par les États-Unis, le Japon et la Grande-Bretagne (pour le Canada). Ce traité visait cependant à préserver les retombées économiques de la chasse commerciale à l'otarie à fourrure du Nord (*Callorhinus ursinus*) (Kenyon, 1969; Nichol, 2015; VanBlaricom, 2015). L'article V interdisait également la chasse à la loutre de mer dans les eaux internationales ou à plus de 3 milles nautiques (5,6 km) de la côte. Toutefois, comme la loutre de mer se trouve habituellement plus près de la côte, le traité sur le phoque à fourrure pourrait n'avoir eu qu'un effet limité sur la chasse à la loutre de mer dans la plupart des parties de l'aire de répartition de l'espèce (Nichol, 2015). En Colombie-Britannique, la loutre de mer a été protégée pour la première fois par les dispositions d'une loi provinciale en 1931, mais à ce moment-là, l'espèce était disparue (Cowan et Guiguet, 1960; Nichol, 2015).

Aux États-Unis, la loutre de mer du sud-ouest de l'Alaska et la loutre de mer du sud (Californie) sont désignées espèces menacées (« threatened ») dans l'*Endangered Species Act*. La protection de la loutre de mer a été consolidée dans le *Marine Mammal Protection Act* (MMPA) de 1972. Cette loi interdit de harceler, de chasser, de capturer ou de tuer des individus de l'espèce, ou de tenter de les harceler, de les chasser, de les capturer ou de les tuer (VanBlaricom, 2015). Des dispositions du MMPA permettent toutefois aux peuples autochtones de l'Alaska de chasser la loutre de mer à des fins de subsistance ou de création d'articles artisanaux et d'articles vestimentaires (1 449 individus ont été chassés en 2013; Raymond *et al.*, 2019). Des permis spéciaux autorisent le prélèvement de loutres de mer pour la recherche, l'exposition au grand public et la photographie à des fins éducatives ou commerciales, et la prise accidentelle par les pêches commerciales (voir VanBlaricom, 2015, pour un examen des lois des États-Unis).

La loutre de mer figure à l'annexe II de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES), mais la sous-espèce du sud (*Enhydra lutris nereis*) figure à l'annexe I. L'annexe I comprend les espèces menacées de disparition, dont la CITES interdit le commerce international. L'annexe II est une liste des espèces qui ne sont pas nécessairement menacées de disparition immédiate, mais qui peuvent le devenir si le commerce n'est pas étroitement surveillé (CITES, données non disponibles). Aux termes du *Wildlife Act* de la Colombie-Britannique et des règlements connexes, la loutre de mer est considérée comme une espèce menacée (« threatened ») et est protégée contre la chasse, le piégeage ou l'abattage.

Statuts et classements non juridiques

Le Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique a accordé à la loutre de mer la cote G4 de NatureServe, ce qui signifie qu'à l'échelle mondiale (G), l'espèce est en sécurité (4). L'espèce figure sur la liste bleue (espèces préoccupantes) de la province et a reçu la cote provinciale S3 (S = statut provincial, 3 = espèce préoccupante), car elle présente des caractéristiques qui la rendent particulièrement sensible ou vulnérable aux activités humaines ou aux phénomènes naturels (British Columbia Conservation Data Centre, 2019).

L'UICN a inscrit la loutre de mer sur la liste des espèces en voie de disparition selon le critère A2abe, à cause d'un déclin observé et inféré supérieur à 50 % au cours des 30 dernières années (4 générations – Doroff *et al.*, 2021). L'inscription de l'espèce sur cette liste est le résultat du fort déclin dans le sud-ouest de l'Alaska, région qui abritait autrefois la majorité de la population mondiale de loutres de mer, et des preuves récentes qui semblent indiquer que la population des îles du Commandeur et des Kouriles connaît également un déclin (Doroff *et al.*, 2021).

Protection et propriété de l'habitat

Le gouvernement de la Colombie-Britannique a créé la réserve écologique de la baie Checleset, située au large de la côte ouest de l'île de Vancouver, en 1981. Il s'agit d'une aire provinciale protégée qui comprend 33 321 ha d'habitat marin et de la seule aire qui dispose d'une désignation imposée géographiquement en vue de protéger l'habitat de la loutre de mer. Pêche et Océans Canada a procédé à la fermeture de pêches de certains invertébrés, notamment le panope du Pacifique (*Panopea generosa*), les fausses-mactres (*Tresus* spp.), l'oursin rouge (*Mesocentrotus franciscanus*), l'oursin vert (*Strongylocentrotus droebachiensis*) et le concombre de mer (*Apostichopus californicus*) dans la réserve (Jamieson et Lessard, 2000).

REMERCIEMENTS

Environnement et Changement climatique Canada a financé la préparation du présent rapport. Les experts énumérés ci-dessous ont fourni des données et/ou des conseils précieux. Plus particulièrement, P. O'Hara, S. Larson, D. Monson et A. Doroff ont fourni leurs commentaires et leur expertise. Des membres du Sous-comité de spécialistes des mammifères marins, dont S. Ferguson, T. Frasier, M. Hammill, K. Parsons, R. Stewart, A. Trites, H. Whitehead et J. Ford., ont apporté des modifications utiles aux premières versions du rapport. Matt Foster, du Hakai Institute, et Sydney Allen, d'Environnement et Changement climatique Canada, ont aidé à calculer l'IZO et la zone d'occurrence.

EXPERTS CONTACTÉS

- Bettger, H. Agente des pêches, Tofino (Colombie-Britannique) V0R 2Z0 (sujet : abattage illégal et échouages)
- Bentall, G. Coordonnatrice de programme/biologiste spécialiste de la faune, Sea Otter Savvy, Watsonville (Californie), États-Unis 95076 (sujet : perturbation)
- Burgess, T. Vice-président, Science and Education, Center for Wildlife Studies (sujet : agents pathogènes)
- Cottrell, P. Coordonnateur des mammifères marins, Région du Pacifique, Vancouver (Colombie-Britannique) V6C 3S4 (604 666 9965) (sujet : échouages, abattage illégal et permis délivrés aux peuples autochtones)
- Doroff, A. University of Alaska Fairbanks, College of Fisheries and Ocean Sciences (sujet : statut selon l'UICN et durée de génération)
- Lee, L. Écologiste, Parcs Canada, réserve de parc national Gwaii Haanas, réserve d'aire marine nationale de conservation et site du patrimoine haïda, Skidegate (Colombie-Britannique) (sujet : observations de loutres à Haida Gwaii)
- Neufeld, C. Directeur de l'éducation, Bamfield Marine Sciences Centre, Bamfield (Colombie-Britannique) (sujet : prédation de la loutre de mer par le loup)
- Larson, S. Conservateur, Research Conservation, et coordonnateur de la santé animale, Seattle Aquarium, Seattle (État de Washington) (sujet : génétique)
- O'Hara, P. Scientifique spécialiste de la conservation des oiseaux de mer, Environnement et Changement climatique Canada, Institut des sciences de la mer, Sidney (Colombie-Britannique) (sujet : déversements d'hydrocarbures et évaluation des risques)
- Murray, M. Directeur des services vétérinaires, Monterey Bay Aquarium, Monterey (Californie) (sujet : agents pathogènes)
- Raverty, S. Pathologiste spécialiste des mammifères, Ministry of Agriculture and Lands, Animal Health Center, Abbotsford (Colombie-Britannique) (sujet : agents pathogènes chez la loutre de mer de la Colombie-Britannique; collisions avec des bateaux)

SOURCES D'INFORMATION

- Alderman, S.L., F. Lin, A.P. Farrell, C.J. Kennedy et T.E. Gillis. 2017. Effects of diluted bitumen exposure on juvenile sockeye salmon: from cells to performance. *Environmental Toxicology and Chemistry* 35:354–360.
- Ames, J.A. et G.V. Morejohn. 1980. Evidence of white shark, *Carcharodon carcharias*, attacks on Sea Otters, *Enhydra lutris*. *California Fish and Game* 66: 196-209.
- Anderson, D.M. 1994. Red Tides. *Scientific American* 271: 62-69.

- Anthony, R.G., A.K. Miles, J.A. Estes et F.B. Isaacs. 1999. Productivity, diets, and environmental contaminants in nesting bald eagles from the Aleutian Archipelago. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18: 2054-2062.
- Anthony, R.G., Estes J.A., M.A. Ricca, K.A. Miles et E.D. Forsmane. 2008. Bald eagles and Sea Otters in the Aleutian Island Archipelago: indirect effects of trophic cascades. *Ecology* 89: 2725-2735.
- Arima, E.Y. 1983. The West Coast (Nootka) People. British Columbia Provincial Museum Special Publication No. 6. Queens Printer for British Columbia, Victoria, BC. 205 pp.
- Arima, E. et A. Hoover. 2011. The Whaling People of the West Coast of Vancouver Island and Cape Flattery. Royal BC Museum. 270 pp.
- Bacon, C.E., W.M. Jarman, J.A. Estes, M. Simon et R.J. Norstrom. 1999. Comparison of organochlorine contaminants among Sea Otter (*Enhydra lutris*) populations in California and Alaska. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18: 452-458.
- Ballachey, B.E., D.H. Monson, G.G. Esslinger, K. Kloecker, J. Bodkin, L. Bowen et A.K. Miles. 2014. 2013 update on Sea Otter studies to assess recovery from the 1989 Exxon Valdez oil spill, Prince William Sound, Alaska. U.S. Geological Survey Open-File Report 2014-1030, 40 p.
- Barbosa L., C.K. Johnson, D.M. Lambourn, A.K. Gibson, K.H. Haman, J.L. Huggins, A.R. Sweeny, N. Sundar, S.A. Raverty et M.E. Grigg. 2015. A novel *Sarcocystis neurona* genotype XIII is associated with severe encephalitis in an unexpectedly broad range of marine mammals from the northeastern Pacific Ocean. *International Journal for Parasitology* 45: 595-603.
- Barrett-Lennard, L., comm. pers., 2004. *Correspondance verbale et écrite adressée à L. Nichol*. Novembre 2004. Directeur, Marine Mammal Research Team, Vancouver Aquarium, et professeur auxiliaire, Department of Zoology, University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique).
- B.C. Conservation Data Centre. 2019. BC Species and Ecosystems Explorer. B.C. Ministry of Environment. Victoria. <http://a100.gov.bc.ca/pub/eswp/> [consulté en août 2019].
- B.C. Spills and Environmental Emergencies. 2021. Past spill incidents: Queen of the North. <https://www2.gov.bc.ca/gov/content/environment/air-land-water/spills-environmental-emergencies/spill-incidents/past-spill-incidents> [consulté en septembre 2021].
- British Columbia Parks. 1995. (Ministry of the Environment). Sea Otter Management Plan, for Hakai Recreation Area. [Rapport inédit préparé par J.C. Watson pour le] British Columbia Ministry of Water, Land and Air Protection, Parks and Protected Areas Branch.
- Bertazzon, S., P.D. O'Hara, O. Barrett et N. Serra-Sogas. 2014. Geospatial analysis of oil discharges observed by the national aerial surveillance program in the Canadian Pacific Ocean. *Applied Geography* 52:78-89.

- Bigg, M.A. et I.B. MacAskie. 1978. Sea Otters re-established in British Columbia. *Journal of Mammalogy* 59: 874-876.
- Bodkin, J.L. 2015. Chapter 3; Historic and contemporary status of Sea Otters in the North Pacific. Pp. 44-59, *In* : S.E. Larson, J. Bodkin et G.R. VanBlaricom, (eds.), *Sea Otter Conservation*. Academic Press, Boston, Massachusetts.
- Bodkin, J.L., D. Mulcahy et C.J. Lensink. 1993. Age-specific reproduction in female Sea Otters (*Enhydra lutris*) from south-central Alaska: analysis of reproductive tracts. *Canadian Journal of Zoology* 71: 1811-1815.
- Bodkin, J.L., B.E. Ballachey, M.A. Cronin et K.T. Schribner. 1999. Population demographics and genetic diversity of remnant and translocated populations of Sea Otters. *Conservation Biology* 13: 1378-1385.
- Bodkin, J.L., A.M. Burdin et D.A. Ryazanov. 2000. Age and sex-specific mortality and population structure in sea otters. *Marine Mammal Science* 16: 201-209.
- Bodkin J.L., B.E. Ballachey, T.A. Dean, A.K. Fukuyama, S.C. Jewett, L. McDonald, D.H. Monson, C.E. O'Clair et G.R. VanBlaricom. 2002. Sea Otter population status and the process of recovery from the 1989 'Exxon Valdez' oil spill. *Marine Ecology Progress Series* 241: 237-253.
- Bodkin J.L. 2003. Sea Otter *Enhydra lutris*. *In*: Feldhamer, G.A., B.C. Thompson et J.A. Chapman (eds.). *Wild Mammals of North America, Biology, Management and Conservation*. 2nd Edition. The Johns Hopkins University Press, Baltimore and London. 1216 pp.
- Bodkin, J.L. et M.S. Udevitz. 1999. An aerial survey method to estimate Sea Otter abundance. *In*: *Marine Mammal Survey and Assessment Methods*. Balekema, Rotterdam, Netherlands: 13-26.
- Bodkin, J.L. et D.H. Monson. 2003. Sea Otter population structure and ecology in Alaska. *Arctic Research of the United States* 16: 31-36.
- Bodkin, J.L., G.G. Esslinger et D. Monson. 2004. Foraging depths of Sea Otters and implications to coastal marine communities. *Marine Mammal Science* 20: 305-321.
- Bodkin, J.L., B.E. Ballachey et G.G. Esslinger. 2011. Trends in Sea Otter population abundance in western Prince William Sound, Alaska: Progress toward recovery following the 1989 *Exxon Valdez* oil spill. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2011.
- Bodkin, J.L., B.E. Ballachey, H.A. Coletti, G.A. Esslinger, K.A. Kloeker, S.D. Rice, J.A. Reed et D.H. Monson. 2012. Long-term effects of the 'Exxon Valdez' oil spill: Sea Otter foraging in the intertidal as a pathway of exposure to lingering oil. *Marine Ecology Progress Series* 447: 273-287.
- Breen, P.A., T.A. Carson, J.B. Foster et E.A. Stewart. 1982. Changes in subtidal community structure associated with the British Columbia Sea Otter transplant. *Marine Ecology* 7: 13-20.

- Burger, A.E. 1992. The effects of oil pollution on seabirds off the west coast of Vancouver Island. Pp. 120-128, in K. Vermeer, R.W. Butler et K.H. Morgan (eds). The ecology, status, and conservation of marine and shoreline birds on the west coast of Vancouver Island. Canadian Wildlife Service Occasional Paper No. 75, Ottawa, Ontario.
- Burgess, T.L., M.T. Tinker, M.A. Miller, J.L. Bodkin, M.J. Murray, J.A. Saarinen, L.M. Nichol, S. Larson, P.A. Conrad et C.K. Johnson. 2018. Defining the risk landscape in the context of pathogen pollution: *Toxoplasma gondii* in Sea Otters along the Pacific Rim. Royal Society Open Science 5:171-178.
- Burgess, T.L., Tinker, M.T., Miller, M.A., Smith, W.A., Bodkin, J.L., Murray, M.J., Nichol, L.M., Saarinen, J.A., Larson, S., Tomoleoni, J.A. et Conrad, P.A., 2020. Spatial epidemiological patterns suggest mechanisms of land-sea transmission for *Sarcocystis neurona* in a coastal marine mammal. Scientific Reports 10:1-9.
- Burt, J.M., M.T. Tinker, D.K. Okamoto, K.W. Demes, K. Holmes et A.K. Salomon. 2018. Sudden collapse of a mesopredator reveals its complementary role in mediating rocky reef regime shifts. Proceedings of the Royal Society B285: 20180553.
- Burt, J. 2019. Navigating coexistence: Ecological drivers and social implications of predator-induced regime shifts in the Northeast Pacific. Simon Fraser University, Burnaby. 171 pp.
- Calkins, D.G. et K.B. Schneider. 1985. The Sea Otter (*Enhydra lutris*). Pp 37-45, in J.J. Burns, K.J. Frost et L.F. Lowry (eds). Marine Mammal Species Accounts. Alaska Department of Fish and Game, Technical Bulletin 7 (cité dans USFWS, 2002b).
- Canadian Sailings. 2019. Prince Rupert port growth poised to double over next decade. <https://canadiansailings.ca/prince-rupert-port-growth-poised-to-double-over-next-decade/> [consulté en décembre 2020].
- Carswell, L.P., S.G. Speckman et V.A. Gill. 2015. Chapter 12 - Shellfish fishery conflicts and perceptions of Sea Otters in California and Alaska. Pp 333-368 in S.E. Larson, J.L. Bodkin et G.R. VanBlaricom. (eds.) Sea Otter Conservation. Academic Press, Boston, Massachusetts, USA.
- CBC (Canadian Broadcasting Corporation), 10 octobre 2018. <http://www.cbc.ca/news/canada/british-columbia/heiltsuk-first-nation-sues-sunken-tugboat-operator-b-c-and-federal-governments-1.4857267> [consulté le 8 septembre 2019].
- CBC (Canadian Broadcasting Corporation), 26 novembre 2017. <https://www.cbc.ca/news/canada/british-columbia/fuel-barge-off-coast-of-bella-bella-bc-1.4420713> [consulté le 8 septembre 2019].
- Ceballos-G, G. 1999. Northern river otter. Pp. 179-180 in D.E. Wilson et S. Ruff, (eds.) The Smithsonian Book of Mammals. UBC Press, Vancouver, British Columbia.
- Chinn, S.M., M.A. Miller, M.T. Tinker, M.M. Staedler, F.L. Batac, E.M. Dodd et L.A. Henkel. 2016. The high cost of motherhood: end-lactation syndrome in southern Sea Otters (*Enhydra lutris nereis*) on the central Californian coast, USA. Journal of Wildlife Diseases 52: 307–318.

- CITES. s.d. The CITES Appendices. Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora, Geneva, Switzerland. <http://www.cites.org/eng/app/index.shtml> [consulté en août 2019]. [Également disponible en français : CITES. s.d. Annexes de la CITES. Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction. Genève, Suisse. <https://cites.org/fra/disc/what.php>.]
- Cohen, P. et R. Aylesworth. 1990. Oil spill risk for southern British Columbia/northern Washington coast marine area. Final report of the States/British Columbia oil spill task force, Appendix VII. Published by Province of British Columbia and the States of Washington, Oregon, Alaska and California.
- Coletti, H.A., J.L. Bodkin, D.H. Monson, B.E. Ballachey et T.A. Dean. 2016. Detecting and inferring cause of change in an Alaska nearshore marine ecosystem. *Ecosphere* 7(10): e01489. 10.1002/ecs2.1489
- Conrad, P.A., M.A. Miller, C. Kreuder, E.R. James, J.A.K. Mazeta, H. Dabritz, D.A. Jessup, F. Gulland et M.E. Grigg. 2005. Transmission of *Toxoplasma*: Clues from the study of Sea Otters as sentinels of *Toxoplasma gondii* flow into the marine environment. *International Journal for Parasitology* 35: 1155-1168.
- COSEWIC. 2007. COSEWIC assessment and update status report on the Sea Otter *Enhydra lutris* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. vii + 36 pp. (<https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/species-risk-public-registry/cosewic-assessments-status-reports/sea-otter-2007.html>). [Également disponible en français : COSEPAC 2007. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la loutre de mer [*Enhydra lutris*] au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. viii + 43 p. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril/evaluations-rapports-situations-cosepac/loutre-mer-2007.html>]
- Costa, D.P. 1978. The ecological energetics, water, and electrolyte balance of the California Sea Otter, *Enhydra lutris*. Thèse de doctorat, University of California, Santa Cruz, California, USA
- Costa, D.P. 1982. Energy, nitrogen, and electrolyte flux and sea water drinking in the Sea Otter, *Enhydra lutris*. *Physiological Zoology* 55: 35-44.
- Costa, D.P. et G.L. Kooyman. 1982. Oxygen consumption, thermoregulation, and the effect of fur oiling and washing on the Sea Otter, *Enhydra lutris*. *Canadian Journal of Zoology* 60: 2761-2767.
- Cottrell, P., comm. pers. 2019. *Correspondance par courriel adressé à L. Nichol*. Septembre 2019. Coordonnateur, Mammifères marins, Région du Pacifique, Pêches et Océans Canada, Vancouver (Colombie-Britannique).
- Cowan, I.M. et C.J. Guiguet. 1960. The Mammals of British Columbia. British Columbia Provincial Museum Handbook No. 11, Victoria, British Columbia. 413 pp.

- Cronin, M.A., J. Bodkin, B. Ballachey, J. Estes et J.C. Patton. 1996. Mitochondrial-DNA variation among subspecies and populations of Sea Otters (*Enhydra lutris*). *Journal of Mammalogy* 77: 546-557.
- CTV (Canadian Television) News, 15 juillet 2019. <http://bc.ctvnews.ca/u-s-frim-to-be-sentenced-for-2016-tug-boat-diesel-spill-near-bella-bella-1.4509480?cache=yesclipId104062%3FclipId%3D68596> [consulté en septembre 2019].
- Davis, R.W., J.L. Bodkin, H.A. Coletti, D.H. Monson, S.E. Larson, L.P. Carswell et L.M. Nichol. 2019. Future directions in Sea Otter research and management. *Frontiers in Marine Science* 5:510 16 pp.
- DeGange, A.R. et M.M. Vacca. 1989. Sea Otter mortality at Kodiak Island, Alaska, during summer 1987. *Journal of Wildlife Management* 70: 836-838.
- DeGange, A.R., A.M. Doroff et D.H. Monson. 1994. Experimental recovery of carcasses at Kodiak Island, Alaska, following the *Exxon Valdez* oil spill. *Marine Mammal Science* 10: 492-496.
- Doroff, A. comm. pers. 2019. *Correspondance par courriel adressée à L. Nichol*. Août 2019. Biologiste marine, University of Alaska Fairbanks.
- Doroff, A., Burdin, A. et Larson, S. 2021. *Enhydra lutris*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T7750A164576728. <https://www.iucnredlist.org/species/7750/164576728>
- Doroff, A.M., J.A. Estes, M.T. Tinker, D.M. Burn et T.J. Evans. 2003. Sea Otter population declines in the Aleutian archipelago. *Journal of Mammalogy* 84: 55-64.
- Doroff, A.M., B. Hatfield, A. Burdin, L. Nichol, K. Hattori et V. Burkanov. 2011. Status review: Sea Otter (*Enhydra lutris*) population status and trend. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*. 28A: 22-30.
- Duggins, D.O., C.A. Simenstad et J.A. Estes. 1989. Magnification of secondary production by kelp detritus in coastal marine ecosystems. *Science* 245: 170-173.
- Dunlop, R., J. James et J. Osborne. 2003. K^wak^watl (Sea Otter) counts in 2002 in the Nuu-chah-nulth Ha'houlthee, West Coast Vancouver Island. Nuu-chah-nulth Tribal Council Fisheries Program. Technical Report SO-2-3-01, 14 pp.
- Dmytryshyn, B. et E.A.P. Crownhart-Vaughan. 1976. Kyrill T. Khlebnikov's reports, 1817-1832, Colonial Russian America. Oregon Historical Society, Portland, Oregon.
- Ebeling, A.W., D.R. Laur et R.J. Rowley. 1985. Severe storm disturbances and the reversal of community structure in a southern California kelp forest. *Marine Biology* 84: 287-294.
- Elliott-Smith, E.A., S.D. Newsome, J.A. Estes et M.T. Tinker. 2015. The cost of reproduction: differential resource specialization in female and male California Sea Otters. *Oecologia* 178:17-29.

- EnviroEmerg Consulting. 2009. "Just a Small Spill" - A Dramatization of the *Nestucca* Oil Spill. <https://enviroemerg1.jimdo.com/2009/10/09/just-a-small-spill-a-dramatization-of-the-nestucca-oil-spill/> [consulté en février 2022].
- Erlandson, J.M., M.H. Graham, B.J. Bourque, D. Corbett, J.A. Estes et R.S. Steneck. 2007. The kelp highway hypothesis: marine ecology, the coastal migration theory and the peopling of the Americas. *Journal of Island and Coastal Archaeology* 2: 161-174.
- Esslinger, G.G. et Bodkin, J.L. 2009. Status and trends of Sea Otter populations in Southeast Alaska, 1969-2003: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2009-5045. 18 p.
- Esslinger, G.G., J. L. Bodkin, A.R. Breton, J.M. Burns et D.H. Monson. 2014. Temporal patterns in the foraging behavior of Sea Otters in Alaska. *The Journal of Wildlife Management* 78: 689-700.
- Estes, J.A. 1980. *Enhydra lutris*. American Society of Mammalogists. *Mammalian Species* 133:1-8.
- Estes, J.A. 1990. Growth and equilibrium in Sea Otter populations. *Journal of Animal Ecology* 59: 385-401.
- Estes, J.A. 1991. Catastrophes and Conservation: lessons from Sea Otters and the *Exxon Valdez*. *Science* 254 : 1596.
- Estes, J.A., R.J. Jameson et A.M. Johnson. 1981. Food selection and some foraging tactics of Sea Otters. Pp. 606-641, in J.A. Chapman et D. Pursley (eds.). *Worldwide Furbearer Conference Proceedings*. Frostburg, Maryland.
- Estes, J.A. et J.F. Palmisano. 1974. Sea Otters: their role in structuring nearshore communities. *Science* 185: 1058-1060.
- Estes, J.A. et G.R. VanBlaricom. 1985. Sea Otters and shellfisheries. Pp. 187-235. *In*: R. Beverton, J. Beddington et D. Lavigne (eds). *Conflicts Between Marine Mammals and Fisheries*. Allen and Unwin, London, England.
- Estes, J.A. et D.O. Duggins. 1995. Sea Otters and kelp forests in Alaska: generality and variation in a community ecological paradigm. *Ecological Monographs* 65: 75-100.
- Estes, J.A., M.T. Tinker, T.M. Williams et D.F. Doak. 1998. Killer whale predation on Sea Otters linking oceanic and nearshore ecosystems. *Science* 282: 473-475.
- Estes, J.A., M.L. Riedman, M.M. Staedler, M.T. Tinker et B.E. Lyons. 2003a. Individual variation in prey selection by Sea Otters: patterns, causes and implications. *Journal of Animal Ecology* 72: 144-155.
- Estes, J.A., B.B. Hatfield, K. Ralls et J. Ames. 2003b. Causes of mortality in California Sea Otters during periods of population growth and decline. *Marine Mammal Science* 19: 198-216.
- Estes, J.A., D.R. Lindberg et C. Wray. 2005. Evolution of large body size in abalones (*Haliotis*): patterns and implications. *Paleobiology* 31: 591-606.

- Fisher, E. 1940. The Sea Otter past and present. Pp. 223-235. Sixth Pacific Science Conference.
- Fisher, J.T., C. Pasztor, A. Wilson, J.P. Volpe et B.R. Anholt. 2014. Recolonizing sea otters spatially segregate from pinnipeds on the Canadian Pacific coastline: the implications of segregation for species conservation. *Biological Conservation* 117: 148-155.
- Fisheries and Oceans Canada. 2014. Management Plan for the Sea Otter (*Enhydra lutris*) in Canada. Species at Risk Act Management Plan Series. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa. iv + 50 pp. [Également disponible en français : Pêches et Océans Canada. 2014. Plan de gestion de la loutre de mer (*Enhydra lutris*) au Canada. Série des plans de gestion de la *Loi sur les espèces en péril*. Pêches et Océans Canada, Ottawa, iv + 50 p.]
- Ford, J.K.B. 2014. Marine Mammals of British Columbia. Royal BC Museum, Victoria, British Columbia.
- Fox, C.H., P.D. O'Hara, S. Bertazzon, K. Morgan, F.E. Underwood et P.C. Paquet. 2016. A preliminary spatial assessment of risk: Marine birds and chronic oil pollution on Canada's Pacific coast. *Science of the Total Environment* 573:799-809.
- Fujii, J.A., K. Ralls et M.T. Tinker. 2015. Ecological drivers of variation in tool-use frequency across Sea Otter populations. *Behavioral Ecology* 26: 519-526.
- Fujii, J.A., K. Ralls et T. Tinker. 2017. Food abundance, prey morphology, and diet specialization influence individual Sea Otter tool use. *Behavioral Ecology* 28: 1206-1216.
- Gagne, R.B., M.T. Tinker, K.D. Gustafson, K. Ralls, S. Larson, M. Tarjan, M.A. Miller et H.B. Ernes. 2018. Measures of effective population size in Sea Otters reveal special considerations for wide-ranging species. *Evolutionary Applications* 11: 1779-1790.
- Galbraith, L. 2021. *Correspondance par courriel adressée à J. Ford*. Conseiller sur les mammifères marins, Unité des mammifères marins, Région du Pacifique, Pêches et Océans Canada, Vancouver.
- Garrott, R.A., L.L. Eberhard et D.M. Burns. 1993. Mortality of Sea Otters in Prince William Sound following the *Exxon Valdez* oil spill. *Marine Mammal Science* 9:343-359 (cité dans USFWS, 2002a).
- Garshelis, D.L. et J.A. Garshelis. 1984. Movements and management of Sea Otters in Alaska. *Journal of Wildlife Management* 48: 665-678.
- Garshelis, D.L., A.M. Johnson et J.A. Garshelis. 1984. Social organization of Sea Otters in Prince William Sound, Alaska. *Canadian Journal of Zoology* 62: 637-647.
- Gaylord, B., K.J. Kroeker, J. Sunday, K.M. Anderson, J.P. Barry, N.E. Brown, S.D. Connell, S. Dupont, K.E. Fabricius, J.M. Hall-Spencer, T. Klinger, M. Milazzo, P.L. Munday, B.D. Russell, S.J. Schreiber, V. Thiyagarajan, M.H. Vaughan, S. Widdicombe et C.D.G. Harley. 2015. Ocean acidification through the lens of ecological theory. *Ecology* 96: 3-15.

- Gelatt, T.S., D.B. Siniff et J.A. Estes. 2002. Activity patterns and time budgets of the declining Sea Otter population at Amchitka Island, Alaska. *Journal of Wildlife Management* 66:29-39.
- Geraci, J.R. et T.D. Williams. 1990. Physiologic and toxic effects on sea otters. Pp. 211-221, *in* J.R. Geraci et D.J. St. Aubin (eds.). *Sea mammals and oil: confronting the risks*. Academic Press, San Diego, California.
- Gerber, L.R. et G.R. VanBlaricom. 1998. Potential fishery conflicts involving Sea Otters (*Enhydra lutris* [L.]) in Washington State waters. Prep. for the Marine Mammal Commission. 119 pp.
- Goldstein, T., V.A. Gill, P. Tuomi, D. Monson, A. Burdin, P.A. Conrad, J.L. Dunn, C. Field, C. Johnson, D.A. Jessup, J. Bodkin et A.M. Doroff. 2011. Assessment of clinical pathology and pathogen exposure in Sea Otters (*Enhydra lutris*) bordering the threatened population in Alaska. *Journal of Wildlife Diseases* 47: 579-592.
- Gregg, E., L. Nichol, J.C. Watson, J.K.B. Ford et G.M. Ellis. 2008. Estimating carrying capacity for Sea Otters in British Columbia. *Journal of Wildlife Management* 72: 382-388.
- Gregg, E.J. 2016. Sea Otters, kelp forests, and ecosystem services, modelling habitats, uncertainties and tradeoffs. Thèse de doctorat. University of British Columbia, Vancouver, Canada. 185 pp.
- Gregg, E.J., V. Christensen, L. Nichol, R.G. Martone, R.W. Markel, J.C. Watson, C.D.G. Harley, E. A. Pakhomov, J.B. Shurin, K.M.A. Chan. 2020. Cascading social-ecological costs and benefits triggered by a recovering keystone predator. *Science*. Vol. 368:1243-1247.
- Hale, J.R., K.L. Laidre, M.T. Tinker, R.J. Jameson, S. Jeffries, S.E. Larson et J.L. Bodkin. 2019. Influence of occupation history and habitat on Washington Sea Otter diet. *Marine Mammal Science* 10.1111/mms.12598:1-27.
- Hall, I. et G. Schaller. 1964. Tool-using behaviour of the California Sea Otter. *Journal of Mammalogy* 45: 287-298.
- Harris, K.A., L.M. Nichol et P.S. Ross. 2011. Hydrocarbon concentrations and patterns in free-ranging Sea Otters (*Enhydra lutris*) from British Columbia, Canada. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30: 2184-2193.
- Hatfield, B.B., D. Marks, M.T. Tinker, K. Nolan et J. Peirce 1998. Attacks on Sea Otters by Killer Whales. *Marine Mammal Science* 14(4), 888-894.
- Hatfield, B.B., J.A. Ames, J.A. Estes, M.T. Tinker, A.B. Johnson, M.M. Staedler et M.D. Harris. 2011. Sea Otter mortality in fish and shellfish traps: estimating potential impacts and exploring possible solutions. *Endangered Species Research* 13: 219-222.
- Hatfield, B. B., J. L. Yee, M. C. Kenner et J. A. Tomoleoni, 2019. California Sea Otter (*Enhydra lutris nereis*) census results, spring 2019. U.S. Geological Survey Data Series 1118, Reston, Virginia. 12 pp.

- Hattori, K., I. Kawabe, A.W. Mizuno et N. Ohtaishi. 2005. History and status of Sea Otters, *Enhydra lutris*, along the coast of Hokkaido, Japan. *Mammal Study* 30: 41-51.
- Hessing-Lewis, M., E.U. Rechsteiner, B.B. Hughes, M.T. Tinker, Z.L. Monteith, A.M. Olson, M. Morgan Henderson et J.C. Watson. 2018. Ecosystem features determine seagrass community response to Sea Otter foraging. *Marine Pollution Bulletin* 134: 134-144.
- Hewson, I., J. B. Button, B. M. Gudenkauf, B. Miner, A. L. Newton, J. K. Gaydos, J. Wynne, C. L. Groves, G. Hendler, M. Murray, S. Fradkin, M. Breitbart, E. Fahsbender, K. D. Lafferty, A. M. Kilpatrick, C. M. Miner, P. Raimondi, L. Lahner, C. S. Friedman, S. Daniels, M. Haulena, J. Marliave, C. A. Burge, M. E. Eisenlord, C. D. Harvell. 2015. Densovirus associated with sea-star wasting disease and mass mortality. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111: 17278-17283.
- Hughes, B.B., R. Eby, E. Van Dyke, M.T. Tinker, C.I. Marks, K.S. Johnson et K. Wasson. 2013. Recovery of a top predator mediates negative eutrophic effects on seagrass. *Proceedings Of the National Academy of Sciences* 110: 15313-15318.
- Hughes, B.B., K.K. Hammerstrom, N.E. Grant, U. Hoshijima, R. Eby et K. Wasson. 2016. Trophic cascades on the edge: fostering seagrass resilience via a novel pathway. *Oecologia* 182: 231–241.
- IFMP (Integrated Fisheries Management Plan) Crab by Trap 2017-2018. Department of Fisheries and Oceans, Ottawa Canada.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature) Standards and Petitions Committee. 2019. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 14. Prepared by the Standards and Petitions Committee. <https://www.iucnredlist.org/resources/redlistguidelines> [consulté en août 2019]. [Également disponible en français : UICN (Union internationale pour la conservation de la nature), Comité des normes et des pétitions. 2019. Lignes directrices pour l'utilisation des Catégories et Critères de la Liste rouge de l'UICN. Version 14. Élaborées par le Comité des normes et des pétitions de la Commission de la sauvegarde des espèces de l'UICN. <https://www.iucnredlist.org/fr/resources/redlistguidelines>].
- Jameson, R.J. 1989. Movements, home range, and territories of male Sea Otters off central California. *Marine Mammal Science* 5: 159-172.
- Jameson, R.J. et A.M. Johnson. 1993. Reproductive characteristics of female Sea Otters. *Marine Mammal Science* 9: 156-167.
- Jameson, R.J., K.W. Kenyon, A.M. Johnson et H.M. Wright. 1982. History and status of translocated Sea Otter populations in North America. *Wildlife Society Bulletin* 10:100-107.
- Jamieson, G.S. et J. Lessard. 2000. Marine protected areas and fisheries closures in British Columbia. *Canadian Special Publication of Fisheries & Aquatic Sciences* 131, 414 pp.

- Jarvela-Rosenberger, A.L., M. MacDuffee, A.G.J. 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.
- Jeffries, S., D. Lynch et S. Thomas. 2016. Results of the 2016 Survey of the Reintroduced Sea Otter Population in Washington State. Rapport inédit. 9 pp.
- Jeffries, S., D. Lynch, S. Thomas et S. Ament. 2017. Results of the 2017 Survey of the Reintroduced Sea Otter Population in Washington State. 18 pp.
- Jessup, D.A., M. Miller, J.A. Ames, M. Harris, C. Kreuder, P.A. Conrad et J.A.K. Mazet. 2004. Southern Sea Otter as a sentinel of marine ecosystem health. *EcoHealth* 1: 239-245.
- Jessup, D.A., M.A. Miller, C. Kreuder-Johnson, P.A. Conrad, M.T. Tinker, J. Estes et J.A.K. Mazet. 2007. Sea Otters in a dirty ocean. *Journal of the American Veterinary Medicine Association* 231:1648-1652.
- Jessup, D.A., C.K. Johnson, J. Estes, D. Carlson-Bremer, W.M. Jarman, S. Reese, E. Dodd, M.T. Tinker et M.H. Ziccardi. 2010. Persistent organic pollutants in the blood of free-ranging Sea Otters (*Enhydra lutris* spp.) in Alaska and California. *Journal of Wildlife Diseases* 46:1214–1233.
- Johannessen, S.C., C.W. Greer, C.G. Hannah, T.L. King, K. Leed, R. Pawlowicze et C.A. Wright. 2019. Fate of diluted bitumen spilled in the coastal waters of British Columbia, Canada. *Marine Pollution Bulletin* doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110691
- Johnson, A.M. 1982. The Sea Otter, *Enhydra lutris*. Pp. 525-531, in J. Gordon Clark, J. Goodman et G.A. Sloave (eds.) *Mammals of the Seas*. Vol. IV, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- Johnson, C.K., M.T. Tinker, J.A. Estes, P.A. Conrad, M. Staedler, M.A. Miller, D.A. Jessup et J.A.K. Mazeta. 2009. Prey choice and habitat use drive Sea Otter pathogen exposure in a resource-limited coastal system. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106: 2242-2247.
- Kannan, K., K.S. Guruge, N.J. Thomas, S. Tanabe et J.P. Giesy. 1998. Butyltin residues in southern Sea Otters (*Enhydra lutris nereis*) found dead along California coastal waters. *Environmental Science and Technology* 32: 1169-1175.
- Kannan, K., N. Kajiwara, M. Watanabe, H. Nakata, N.J. Thomas, M. Stephenson, D.A. Jessup et S. Tanabe. 2004. Profiles of polychlorinated biphenyl congeners, organochlorine pesticides, and butyltins in southern Sea Otters and their prey. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23: 49-56.
- Kannan, K., E. Perrotta, N.J. Thomas et K.M. Aldous. 2007. A comparative analysis of polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls in southern Sea Otters that died of infectious diseases and noninfectious causes. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 53: 293–302.

- Kannan, K. et E. Perrotta. 2008. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in livers of California Sea Otters. *Chemosphere* 71: 649–655.
- Kenyon, K.W. 1969. The Sea Otter in the eastern Pacific Ocean. *North American Fauna* 68:1-352.
- Kloster, D. 2020. A 52-year-old shipwreck fouls Nootka Sound waters. *Times Colonist* newspaper, Victoria, BC, 11 décembre 2020.
<https://www.timescolonist.com/news/local/a-52-year-old-shipwreck-fouls-nootka-sound-waters-1.24254033> [consulté en septembre 2021].
- Kornev, S.I. 2007. Estimate of northern Sea Otter (*Enhydra lutris lutris*) status based on population density and nutrition criteria. Proceedings of the Sea Otter Conservation Workshop V, 16-18 mars 2007, Seattle Aquarium, Seattle, Washington.
- Kornev, S.I. 2010. The present status of Sea Otter (*Enhydra lutris*) population in Russian part of areal. Research of aquatic biological resources of Kamchatka and Northwest of Pacific Ocean 19. [En russe, avec un résumé en anglais].
- Kreuder, C., M.A. Miller, D.A. Jessup, L.J. Lowenstine, M.D. Harris, J.A. Ames, T.E. Carpenter, P.A. Conrad et J.A.K. Mazet. 2003. Patterns of mortality in the southern Sea Otter (*Enhydra lutris nereis*), from 1998 to 2001. *Journal of Wildlife Disease* 39: 495-509.
- Kreuder, C., M.A. Miller, L.J. Lowenstine, P.A. Conrad, T.E. Carpenter, D.A. Jessup et J.A.K. Mazet. 2005. Evaluation of cardiac lesions and risk factors associated with myocarditis and dilated cardiomyopathy in southern Sea Otters (*Enhydra lutris nereis*). *American Journal of Veterinary Research* 66: 289-299.
- Krkosek, M., J.S. Lauzon-Guay et M.A. Lewis. 2007. Relating dispersal and range expansion of California Sea Otters. *Theoretical Population Biology* 71: 401-407.
- Kuker, K. et L.G. Barrett-Lennard. 2010. A re-evaluation of the role of killer whales *Orcinus orca* in a population decline of Sea Otters *Enhydra lutris* in the Aleutian Islands and a review of alternative hypotheses. *Mammal Review* 40: 103-124.
- Kvitek, R.G. et C. Bretz. 2004. Harmful algal bloom toxins protect bivalve populations from Sea Otter predation. *Marine Ecological Progress Series* 271: 233-243.
- Kvitek, R.G., J.S. Oliver, A.R. DeGange et B.S. Anderson. 1992. Changes in Alaskan soft-bottom prey communities along a gradient in Sea Otter predation. *Ecology* 73: 413-428.
- Kvitek, R.G., C.E. Bowlby et M. Staedler. 1993. Diet and foraging behaviour of Sea Otters in Southeast Alaska. *Marine Mammal Science* 9: 168-181.
- Lafferty, K.D. et M.T. Tinker. 2014. Sea Otters are recolonizing southern California in fits and starts. *Ecosphere* 5: 50.
- Lafferty, K. 2015. Sea Otter health: Challenging a pet hypothesis. *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife* 4: 291-294.
- Laidre, K.L., R.J. Jameson et D.P. DeMaster. 2001. An estimation of carrying capacity for the Sea Otter along the California coast. *Marine Mammal Science* 17: 294-309.

- Laidre, K.L., R.J. Jameson, S.J. Jeffries, R.C. Hobbs, C.E. Bowlby et G.R. VanBlaricom. 2002. Developing carrying capacity estimates for Sea Otters (*Enhydra lutris kenyoni*) in Washington State. *Wildlife Society Bulletin* 30: 1172-1181.
- Laidre, K. et R. Jameson. 2006. Foraging patterns and prey selection in an increasing and expanding Sea Otter population. *Journal of Mammalogy* 87: 799-807.
- Laidre, K.L., R. Jameson, E. Gurarie, S.J. Jeffries et H. Allen. 2009. Spatial habitat use patterns of Sea Otters in coastal Washington. *Journal of Mammalogy* 90:906-917.
- Lance, M.M., S. Richardson et H. Allen. 2004. Washington state recovery plan for the Sea Otter. Washington Department of Fish and Wildlife, Olympia, Washington. 91 pp.
- Larson, S., comm. pers. 2019. *Correspondance par courriel adressée à J. Watson*. Août 2019. Conservateur, Conservation Research, Seattle Aquarium, Seattle, Washington.
- Larson, S.D., Z.N. Hoyt, G.L. Eckert et V.A. Gill. 2013. Impacts of Sea Otter (*Enhydra lutris*) predation on commercially important sea cucumbers (*Parastichopus californicus*) in southeast Alaska. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70: 1498-1507.
- Larson, S., R. Jameson, M. Etnier, M. Flemings et P. Bentzen. 2002a. Loss of genetic diversity in Sea Otters (*Enhydra lutris*) associated with the fur trade of the 18th and 19th centuries. *Molecular Ecology* 11:1899-1903.
- Larson, S., R. Jameson, J. Bodkin, M. Staedler et P. Bentzen. 2002b. Microsatellite DNA and mitochondrial DNA variation in remnant and translocated Sea Otter (*Enhydra lutris*) populations. *Journal of Mammalogy* 83:893-906.
- Larson, S., R. Jameson, M. Etnier, T. Jones et R. A. Hall. 2012. Genetic diversity and population parameters of Sea Otters, *Enhydra lutris*, before fur trade extirpation from 1741–1911. *PLoS ONE* 7: e32205.
- Larson, S.E., K. Ralls et H. Ernest. 2015. Chapter 5: Sea Otter conservation genetics. Pages 97-117, *in* S. E. Larson, J. Bodkin et G. R. VanBlaricom (eds.), *Sea Otter Conservation*. Academic Press, Boston, Massachusetts.
- Lee, L.C., comm. pers. 2019. *Correspondance par courriel adressée à J. Watson et à L. Nichol*. Août 2019. Écologiste des milieux marins, réserve du parc national Gwaii Haanas, réserve d'aire marine nationale de conservation et site du patrimoine haïda, Skidegate (Colombie-Britannique).
- Lee, L.C., J.C. Watson, R. Treblico et A.K. Salomon. 2016. Indirect effects and prey behavior mediate interactions between an endangered prey and recovering predator. *Ecosphere* 7: e01604
- Lee, L.C., J. Thorley, J. Watson, M. Reid, A.K. Salomon. 2019. Diverse knowledge systems reveal social-ecological dynamics that inform species conservation status. *Conservation Letters* 12: e12613.
- Lee, K., M. Boufadel, B. Chen, F. Foght, P. Hodson, S. Swanson, A. Venosa. 2015.

- Expert Panel Report on the Behaviour and Environmental Impacts of Crude Oil Released into Aqueous Environments. Royal Society of Canada, Ottawa, pp. 488 (cité dans Johannessen *et al.*, 2019).
- Lipscomb, T.P., R.K. Harris, R.B. Moeller, J.M. Pletcher, R.J. Haebler et B.E. Ballacey. 1993. Histopathologic Lesions in Sea Otters Exposed to Crude Oil. *Veterinary Pathology* 30:1-11.
- Loomis, J. 2006. Estimating recreation and existence values of Sea Otter expansion in California using benefit transfer. *Coastal Management* 34:387-404.
- Loughlin, T.R. 1980. Home range and territoriality of Sea Otters near Monterey, California. *Journal of Wildlife Management* 44:576-582.
- Lubina, J.A. et S.A. Levin. 1988. The spread of a reinvading species: range expansion in the California Sea Otter. *The American Naturalist* 131:526-543.
- MacAskie, I.B. 1987. Updated status of the Sea Otter (*Enhydra lutris*) in Canada. *Canadian Field-Naturalist* 101: 279-283.
- Mackie, R.S. 1997. *Trading Beyond the Mountains. The British Fur Trade on the Pacific 1793-1843*. First Edition, UBC Press, Vancouver, Canada. 368 pp.
- Markel, R.W. et J.B. Shurin. 2015. Indirect effects of Sea Otters on rockfish (*Sebastes* spp.) in giant kelp forests. *Ecology* 96:2877-2890.
- Martone, R.G., R. Naidoo, T. Coyle, B. Stelzer, K.M.A. Chan. 2020. Characterizing tourism benefits associated with top-predator conservation in coastal British Columbia. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 30: 1208–1219.
- Mason, C. et S. MacDonald. 1990. Conclusions and priorities for otter conservation. Pp. 80-88, *in* *Otters: An Action Plan for Their Conservation*. P. Foster-Turley, S. MacDonald et C. Mason (eds.). International Union for Conservation of Nature and Natural Resources/Species Survival Commission Otter Specialist Group. Kelvyn Press, Chicago, Illinois.
- Mazet, J.A.K., I.A. Gardner, D.A. Jessup et L.J. Lowenstine. 2001. Effects of petroleum on mink applied as a model for reproductive success in Sea Otters. *Journal of Wildlife Disease* 37:686-692.
- McKay Strobel, S., J.M. Sills, M.T. Tinker et C.J. Reichmuth. 2018. Active touch in Sea Otters: in-air and underwater texture discrimination thresholds and behavioral strategies for paws and vibrissae. *Journal of Experimental Biology* 221: jeb181347.
- McKechnie, I. et B. Wigen. 2011. Toward a historical ecology of pinniped and Sea Otter hunting traditions on the coast of southern British Columbia. Pp. 129-166, *in* T. J. Braje et T. C. Rick (eds.). *Human Impacts on Seals, Sea Lions, and Sea Otters: Integrating Archaeology and Ecology in the Northeast Pacific*. University of California Press, Los Angeles, California
- McMillan, A.D. 1999. *Since the Time of the Transformers: The Ancient Heritage of the Nuu-chah-nulth, Ditidaht, and Makah*. UBC Press, Vancouver, B.C. 252 pp.

- Miller, M.A., I.A. Gardner, C. Kreuder, D.M. Paradies, K.R. Worcester, D.A. Jessup, E. Dodd, M.D. Harris, J.A. Ames, A.E. Packham et P.A. Conrad. 2002. Coastal freshwater runoff is a risk factor for *Toxoplasma gondii* infection of southern Sea Otters (*Enhydra lutris nereis*). *International Journal of Parasitology* 32:997-1006.
- Miller, M., E. Dodd, M. Ziccardi, D.A. Jessup, D. Crane, C. Dominik, R. Spies et D. Hardin. 2007. Persistent organic pollutant concentrations in southern Sea Otters (*Enhydra lutris nereis*); patterns with respect to environmental risk factors and major causes of mortality. California Regional Water Quality Control Board, San Luis Obispo, California.
- Miller, M.A., R.M. Kudela, A. Mekebri, D. Crane, S.C. Oates, M.T. Tinker, M. Staedler, W.A. Miller, S. Toy-Choutka, C. Dominik, D. Hardin, G. Langlois, M. Murray, K. Ward et D.A. Jessup. 2010. Evidence for a novel marine harmful algal bloom: Cyanotoxin (Microcystin) transfer from land to Sea Otters. *PLoS ONE* 5: e12576.
- Monson, D. comm. pers. 2020. *Correspondance par courriel adressée à E. Foster*. Biologiste, Wildlife Research, United States Geological Survey, Alaska Science Center, Anchorage, AK.
- Monson, D. H. 2021. Sea Otter Predator Avoidance Behavior. Pp. 161-172 *in* *Ethology and Behavioral Ecology of Sea Otters and Polar Bears*. Springer, Cham, Switzerland.
- Monson, D.H., J.A. Estes, J.L. Bodkin et D.B. Siniff. 2000a. Life history plasticity and population regulation in Sea Otters. *OIKOS* 90: 457-468.
- Monson, D.H., D.F. Doak, B.E. Ballachey, A. Johnson et J.L. Bodkin. 2000b. Long-term impacts of the *Exxon Valdez* oil spill on Sea Otters, assessed through age-dependent mortality patterns. *Proceedings of the National Academy of Science* 97:6562-6567.
- Monson, D.H., D.F. Doak, B.E. Ballachey et J.L. Bodkin. 2011. Could residual oil from the *Exxon Valdez* spill create a long-term population "sink" for Sea Otters in Alaska? *Ecological Applications* 21:2917-2932.
- Monson, D.H. et L. Bowen. 2015. Chapter 6 - Evaluating the Status of Individuals and Populations: Advantages of Multiple Approaches and Time Scales. Pp. 121-158, *in* B. R. Larson, J. L. Bodkin et G. R. VanBlaricom (eds.). *Sea Otter Conservation*. Elsevier. 447 pp.
- Monson, D.H. 2021. Sea Otter predation avoidance behavior. Pp. 161-172, *in* *Ethology and Behavioral Ecology of Sea Otters and Polar Bears*. Springer, Cham, Switzerland.
- Morris, R., D.V. Ellis, B. Emerson et S. Norton. 1979. Assessment of the B.C. Sea Otter transplants, 1978: including data on stocks of invertebrates and macrophytic algae. Report to the Ecological Reserve Unit, British Columbia Ministry of Environment, Victoria, British Columbia. 42 pp.
- Morris, R., D.V. Ellis et B.P. Emerson. 1981. The British Columbia transplant of Sea Otters *Enhydra lutris*. *Biological Conservation* 20:291-295.

- Morrison, P., M. Rosemann et J. A. Estes. 1974. Metabolism and thermoregulation in the Sea Otter. *Physiological Zoology* 47:218-229
- Mos, L. 2001. Domoic acid: a fascinating marine toxin. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 9:79-85.
- Murray, M.J., comm. pers. 2019. *Correspondance par courriel adressée à L. Nichol*. Septembre 2019. Chef, Veterinary Services, Monterey Bay Aquarium, Monterey, California.
- Nakata, H., K. Kannan, L. Jing, N. Thomas, S. Tanabe et J.P. Giesy. 1998. Accumulation pattern of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in southern Sea Otters (*Enhydra lutris nereis*) found stranded along coastal California, USA. *Environmental Pollution* 103:45-53.
- Nanaimo Bulletin. 3 avril 2018. <https://www.nanaimobulletin.com/news/new-conclusion-reached-in-campbell-river-animal-skeleton-mystery-otters/> [consulté en septembre 2019].
- Neufeld, C., comm. pers. 2018. *Conversation avec J. Watson*. Novembre 2018. Directeur adjoint, Education, Bamfield Marine Sciences Centre, Bamfield, British Columbia.
- Newsome, S.D., Tinker M.T., D.H. Monson, Oftedal O.T., K. Ralls, M. Staedler, M.L. Fogel et J.A. Estes. 2009. Using stable isotopes to investigate individual diet specialization in California Sea Otters (*Enhydra lutris nereis*). *Ecology* 90:961-974.
- Newsome, S.D., M.T. Tinker, V.A. Gill, Z.N. Hoyt, A. Doroff, L. Nichol et J.L. Bodkin. 2015. The interaction of intraspecific competition and habitat on individual diet specialization: a near range-wide examination of Sea Otters. *Oecologia* 178:45-59.
- Nichol, L.M. 2015. Conservation in practice. Pp. 369-393, *in* S.E. Larson, J.L. Bodkin et G.R. VanBlaricom (eds.). *Sea Otter conservation*. Academic Press, Boston, Massachusetts.
- Nichol, L.M., J.C. Watson, G.E. Ellis et J.K.B. Ford. 2005. An assessment of abundance and growth of the Sea Otter (*Enhydra lutris*) population in British Columbia. Canadian Science Advisory Secretariat, Research Document 094, Fisheries and Oceans Canada. 27 pp.
- Nichol, L.M., M.D. Boogaards et R. Abernethy. 2009. Recent trends in the abundance and distribution of Sea Otters (*Enhydra lutris*) in British Columbia. DFO Canadian Science Advisory Secretariat, Research Document, 2009/016. iv + 16 p.
- Nichol, L.M., J.C. Watson, R. Abernethy, E. Rechsteiner et J. Towers. 2015. Trends in the abundance and distribution of Sea Otters (*Enhydra lutris*) in British Columbia updated with 2013 survey results. DFO Canadian Science Advisory Secretariat, Research Document 2015/039. vii + 31 p.

- Nichol, L.M., Doniol-Valcroze, T., Watson J.C. et Foster, E.U. 2020. Trends in growth of the sea otter (*Enhydra lutris*) population in British Columbia 1977 to 2017. DFO Canadian Science Advisory Secretariat, Research Document 2020/039. vii + 29 p. [Également disponible en français : Nichol, L.M., Doniol-Valcroze, T., Watson J.C., Foster, E.U. 2020. Tendances relatives à la croissance de la population de loutres de mer (*Enhydra lutris*) en Colombie-Britannique de 1977 à 2017. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/039. vii+ 31 p.].
- Nicholson, T.E., K.A. Mayer, M.M. Staedler, J.A. Fujii, M.J. Murray, A.B. Johnson, M.T. Tinker, K.S. Van Houtan. 2018. Gaps in kelp cover may threaten the recovery of California Sea Otters. *Ecography* 41:1751-1762.
- NTC. 2019. Sea Otter ATK from Nuuchah-nulth communities. Prepared by Nuuchah-nulth Tribal Council Uu-a-thluk Fisheries Department for the COSEWIC reassessment of the Sea Otter (*Enhydra lutris*) 4 pp.
- Nuka Research and Planning Group. 2013. West Coast Spill Response Study Volume 2. Vessel Traffic Study 2013. Report to the BC Ministry of Environment prepared by NUKA Research and Planning Group. https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/air-land-water/spills-and-environmental-emergencies/docs/westcoastspillresponse_vol2_vesseltrafficstudy_130722.pdf [consulté en septembre 2021].
- Nuka Research and Planning & Clear Seas. 2020. Vessel Traffic Analysis for Canada's Pacific Region. https://clearseas.org/en/research_project/vessel-traffic-in-canadas-pacific-region/ [consulté en septembre 2021]. [Également disponible en français : Nuka Research and Planning et Clear Seas. 2020. Le trafic maritime dans la région canadienne du Pacifique. <https://clearseas.org/fr/projet-de-recherche/le-traffic-maritime-dans-la-region-canadienne-du-pacifique/>].
- O'Hara, P.D., N. Serra-Sogas, R. Canessa, P. Keller et R. Perlot. 2013. Estimating discharge rates of oily wastes and deterrence based on aerial surveillance data collected in western Canadian marine waters. *Marine Pollution Bulletin* 69:157-164.
- Okamoto, D.K., S.C. Schroeter et D.C. Reed. 2020. Effects of ocean climate on spatiotemporal variation in sea urchin settlement and recruitment. *Limnology and Oceanography* 65:2076-2091.
- Olesiuk, P.F. 2010. An assessment of population trends and abundance of harbour seals (*Phoca vitulina*) in British Columbia. DFO Canadian Science Advisory Secretariat, Research Document 2009/105. vi + 157 p.
- Olesiuk, P.F. 2018. Recent trends in Abundance of Steller Sea Lions (*Eumetopias jubatus*) in British Columbia. DFO Canadian Science Advisory Secretariat, Research Document 2018/006. v + 67 p.
- Ovsyanikova, E.N., A.A. Altukhov, L.P. Carswell, M.C. Kenner. 2020. Sea Otter (*Enhydra lutris*) abundance assessment for the Kuril Island population in Far Eastern Russia. *Marine Mammal Science* 36:1001–1009.

- Pacifici, M., L. Santini, M. Di Marco, D. Baisero, L. Francucci, G. Grottolo Marasini, P. Visconti et C. Rondinini. 2013. Generation length for mammals. *Nature Conservation* 5:87-94.
- Payne, S.F. et R.J. Jameson. 1984. Early behavioural development of the Sea Otter, *Enhydra lutris*. *Journal of Mammalogy* 65:527-531.
- Pinkerton, E., A.K. Salomon et F. Dragon. 2019. Reconciling social justice and ecosystem-based management in the wake of a successful predator reintroduction. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 76:1031-1039.
- Poirier, S. 2010. Sea Otter tourism in British Columbia: the effects of interpretation on the conservation attitudes and behavioural intentions of boat-based and aquarium visitors. Thèse de maîtrise, University of Victoria, Victoria, BC, Canada. 158 pp.
- Pynn, L. 2019. The Tale of Dirty, Old, Leaky Zalinski. *Hakai Magazine*, 10 septembre 2019. <https://www.hakaimagazine.com/features/the-tale-of-dirty-old-leaky-zalinski/> [consulté en septembre 2021].
- Ralls, K. et D.B. Siniff. 1990. Sea Otters and oil: ecological perspectives. Pp. 199-210, in J.R. Geraci et D.J. St. Aubin (eds.). *Sea Mammals and Oil: Confronting the Risks*. Academic Press Inc., New York.
- Ralls, K., A.M. Doroff et A. Mercure. 1992. Movements of Sea Otters relocated along the California coast. *Marine Mammal Science* 8:178-184.
- Ralls, K., J. Ballou et R.L. Brownell. 1983. Genetic Diversity in California Sea Otters: Theoretical Considerations and Management Implications. *Biological Conservation* 25:209-232.
- Raymond, W. W., M. T. Tinker, M. L. Kissling, B. Benter, V. A. Gill et G. L. Eckert. 2019. Location-specific factors influence patterns and effects of subsistence Sea Otter harvest in Southeast Alaska. *Ecosphere* 10: e02874.10.1002/ecs2.2874
- Reeves R.R. 2002. Report of a workshop to develop a research plan on chemical contaminants and health status of southern Sea Otters. Santa Cruz, California Janvier 2002. Prep. by Southern Sea Otter contaminants working group. 46 pp.
- Reisewitz, S.E., J.A. Estes et C.A. Simenstad. 2006. Indirect food web interactions: Sea Otters and kelp forest fishes in the Aleutian Archipelago. *Oecologia* 146:623-631.
- Rickard, T.A. 1947. The Sea Otter in history. *British Columbia Historical Society Quarterly* 11:15-31.
- Riedman, M.L. et J.A. Estes. 1990. The Sea Otter (*Enhydra lutris*): behavior, ecology and natural history. US Fish and Wildlife Service Biological Report 90(14). 126 pp.
- Riedman, M.L., J.A. Estes, M.M. Staedler, A.A. Giles et D.R. Carlson. 1994. Breeding patterns and reproductive success of California Sea Otters. *Journal of Wildlife Management* 58:391-399.
- Reidy, R.D. et S.P. Cox. 2013. Geoduck clam (*Panopea abrupta*) demographics and mortality rates in the presence of Sea Otters (*Enhydra lutris*) and commercial harvesting. *The Open Fish Science Journal* 6:28-40.

- Reidy, R.D. 2019. Understanding the Barriers to Reconciling Marine-Mammal Fishery Conflicts: A Case Study In British Columbia. *Marine Policy* 108:103635
- Rechsteiner, E.U., J.C. Watson, M.T. Tinker, L.M. Nichol, M.J. Morgan Henderson, C.J. McMillan, M. DeRoos, M.C. Fournier, A.K. Salomon, L.D. Honka et C.T. Darimont. 2019. Sex and occupation time influence niche space of a recovering keystone predator. *Ecology and Evolution* 9:3321-3334.
- Rechsteiner, E.U., S.B. Wickham et J.C. Watson. 2018. Predator effects link ecological communities: kelp created by Sea Otters provides an unexpected subsidy to bald eagles. *Ecosphere* 9(5): e02271
- Risebrough, R.W. 1984. Accumulation patterns of heavy metals and chlorinated hydrocarbons by Sea Otters *Enhydra lutris* in California. Report to be submitted to the U.S. Marine Mammal Commission (cité dans Riedman et Estes, 1990).
- Rogers-Bennett, L. et C. A. Catton. 2019. Marine heat wave and multiple stressors tip bull kelp forest to sea urchin barrens. *Scientific Reports* 9: doi.org/10.1038/s41598-41019-51114-y.
- Ross, P.S. 2002. The role of immunotoxic environmental contaminants in facilitating the emergence of infectious diseases in marine mammals. *Human and Ecological Risk Assessment* 8:277-292.
- Rotterman, L.M. et T. Simon-Jackson. 1988. Sea Otter. In Lenifer J.W. (ed). *Selected Marine Mammals of Alaska: Species Accounts with Research and Management Recommendations*. Marine Mammal Commission, Washington DC.
- Salafsky, N., D. Salzer, A.J. Stattersfield, C. Hilton-Taylor, R. Neugarten, S.H.M. Butchart, B. Collen, N. Cox, L.L. Master, S. O'Connor et D. Wilkie. 2008. A standard lexicon for biodiversity conservation: unified classifications of threats and actions. *Conservation Biology* 22:897-911.
- Salomon, A.K., K.B.J. Wilson, X.E. White, N. Tanape et T.M. Happynook. 2015. First Nations perspectives on Sea Otter conservation in British Columbia and Alaska: Insights into coupled human ocean systems. Pp. 301-331 in S.E. Larson, J.L. Bodkin et G.R. VanBlaricom (eds.). *Sea Otter Conservation*. Academic Press, Boston, Massachusetts.
- Schultz, J.A., R.N. Cloutier et I.M. Côté. 2016. Evidence for a trophic cascade on rocky reefs following sea star mass mortality in British Columbia. *PeerJ* 4: e1980.
- Sea Otter Recovery. s.d. The Uu-a-thluk Sea Otter Assessment and Education Project. <http://uuathluk.ca/sea-otter-recovery/> [consulté en septembre 2021].
- Sea Otter Recovery Team. 2007. Recovery Strategy for the Sea Otter (*Enhydra lutris*) in Canada. *Species at Risk Act Recovery Strategy Series*. Fisheries and Oceans Canada, Vancouver. vii + 56 pp. [Également disponible en français : Équipe de rétablissement de la loutre de mer. 2007. Programme de rétablissement de la loutre de mer [*Enhydra lutris*] au Canada. Série des Programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril, Pêches et Océans Canada, Vancouver. vii + 56 pages].

- Serra-Sogas, N., P.D. O'Hara, R. Canessa, P. Keller et R. Pelot. 2008. Visualization of spatial patterns and temporal trends for aerial surveillance of illegal oil discharges in western Canadian marine waters. *Marine Pollution Bulletin* 56:825-833.
- Seuront, L., K.R. Nicastro, G.I. Zardi et E. Goberville. 2019. Decreased thermal tolerance under recurrent heat stress conditions explains summer mass mortality of the blue mussel *Mytilus edulis*. *Scientific Reports* 9:1-14.
- Shaffer, M. and Associates Ltd. 1990. Crude oil and petroleum product traffic in British Columbia and Puget Sound. Final report of the States/British Columbia oil spill task force. Appendix IV. Province of British Columbia and the States of Washington, Oregon, Alaska, and California. 51 pp.
- Sherrod, S.K., J.A. Estes et C.M. White. 1975. Depredation of Sea Otter pups by bald eagles at Amchitka Island, Alaska. *Journal of Mammalogy* 56:701-703.
- Schmidt-Etkin, D. 2011. Chapter 2. Spill occurrences: a world overview. Pp. 7-48 in Fingas, M. (ed.). *Oil Spill Science and Technology*. Elsevier Inc.
- Shrubsole, A.N., S. Raverty, D. Huff, L. Nichol et P.S. Ross. 2005. Emerging infectious diseases of free-ranging British Columbia Sea Otters (*Enhydra lutris*). Abstract in: 16th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Society for Marine Mammalogy, San Diego, California. 12 au 16 décembre 2005.
- Simenstad, C.A., J.A. Estes et K.W. Kenyon. 1978. Aleuts, Sea Otters, and alternate stable-state communities. *Science* 200:403-411.
- Singh, G.G., R.W. Markel, R.G. Martone, A.K. Salomon, C.D.G. Harley et K. Chan. 2013. Sea Otters homogenize mussel beds and reduce habitat provisioning in a rocky intertidal ecosystem. *PLoS ONE* 8: e65435.
- Siniff, D.B. et K. Ralls. 1991. Reproduction, survival and tag loss in California Sea Otters. *Marine Mammal Science* 7:211-229.
- Slade, E. 2019. Estimating historic baselines in relative Sea Otter prevalence from archaeological and contemporary mussel size structure. *Mémoire de maîtrise de gestion des ressources*, Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, Canada. 47 pp.
- Sloan, N.A. et L. Dick. 2012. Sea Otters of Haida Gwaii; Icons in Human - Ocean Relations. Archipelago Management Board, Haida Gwaii Museum, Queen Charlotte City, British Columbia. 184 pp.
- Smith, C.A., I. Giladi et Y. Lee. 2009. A reanalysis of competing hypotheses for the spread of the California Sea Otter. *Ecology* 90:2503-2512.
- Smith, J.G., J. Tomoleoni, M. Staedler, S. Lyon, J. Fujii et M.T. Tinker. 2021. Behavioral responses across a mosaic of ecosystem states restructure a sea otter-urchin trophic cascade. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118: e2012493118.
- Soulé, M.E., J.A. Estes, B. Miller et D.L. Honnold. 2005. Strongly interacting species: conservation policy, management, and ethics. *BioScience* 55:168-176.

- Springer, A.M., J.A. Estes, G.B. VanVliet, T.M. Williams, D.F. Doak, E.M. Danner, K.A. Forney et B. Pfister. 2003. Sequential megafaunal collapse in the North Pacific Ocean: an ongoing legacy of industrial whaling. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100:12223-12228.
- Staedler, M.M. 2011. Maternal care and provisioning in the southern Sea Otter (*Enhydra lutris nereis*): reproductive consequences of diet specialization in an apex predator. *Mémoire de maîtrise*, University of California, Santa Cruz, California. 81 pp.
- Sunday, J.M., K.E. Fabricius, K.J. Kroeker, E.M. Anderson, N.E. Brown, J.P. Barry, S.D. Connell, S. Dupont, B. Gaylord, J.M. Hall-Spencer, T.M. Klinger, M. Milazzo, P.L. Munday, B.D. Russell, E. Sanford, V. Thiyagarajan, M.L.H. Vaughan, S. Widdicombe et C.D.G. Harley. 2016. Ocean acidification can mediate biodiversity shifts by changing biogenic habitat. *Nature Climate Change* 7:81-86.
- Szpak, P., T.J. Orchard, I. McKechnie et D.R. Gröck. 2012. Historical ecology of late Holocene Sea Otters (*Enhydra lutris*) from northern British Columbia: isotopic and zooarchaeological perspectives. *Journal of Archaeological Science* 39:1553-1571.
- Tarjan, L.M. et M.T. Tinker. 2016. Permissible home range estimation (PHRE) in restricted habitats: a new algorithm and an evaluation for Sea Otters. *PLoS ONE* 11: e0150547.
- Thomas, N.J. et R.A. Cole. 1996. The risk of disease and threats to the wild population. *Endangered Species Update* 13: 23-27.
- Thometz, N.N., M.M. Staedler, J.A. Tomoleoni, J.L. Bodkin, G.B. Bentall et M.T. Tinker. 2016. Trade-offs between energy maximization and parental care in a central place forager, the Sea Otter. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 27:1552-1566.
- Tinker, M.T., G. Bentall et J.A. Estes. 2008a. Food limitation leads to behavioral diversification and dietary specialization in Sea Otters. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105:560–565.
- Tinker, M., D.F. Doak et J.A. Estes. 2008b. Using demography and movement behavior to predict range expansion of the southern Sea Otter. *Ecological Applications* 18:1781-1794.
- Tinker, M., P.R. Guimara, M. Novak, F. Marquitti, J.L. Bodkin, M. Staedler, G.B. Bentall et J.A. Estes. 2012. Structure and mechanism of diet specialization: testing models of individual variation in resource use with Sea Otters. *Ecology Letters* 15:475-483.
- Tinker, M.T., B.B. Hatfield, M.D. Harris et J.A. Ames. 2016. Dramatic increase in Sea Otter mortality from white sharks in California. *Marine Mammal Science* 32:309-326.
- Tinker, M.T. et B.B. Hatfield. 2017. California Sea Otter (*Enhydra lutris nereis*) census results, spring 2017. U.S. Geological Survey Data Series 1067. U.S. Geological Survey, Reston, Virginia. 9 pp.
- Tinker, M.T., V.A. Gill, G.G. Esslinger, J. Bodkin, M. Monk, M. Mangel, D.H. Monson, W.W. Raymond et M.L. Kissling. 2019a. Trends and carrying capacity of Sea Otters in Southeast Alaska. *The Journal of Wildlife Management* 83:1073-1089.

- Tinker, M.T., Tomoleoni, J.A., Weitzman, B.P., Staedler, M., Jessup, D., Murray, M.J., Miller, M., Burgess, T., Bowen, L., Miles, A.K., Thometz, N., Tarjan, L., Golson, E., Batac, F., Dodd, E., Berberich, E., Kunz, J., Bentall, G., Fujii, J., Nicholson, T., Newsome, S., Melli, A., LaRoche, N., MacCormick, H., Johnson, A., Henkel, L., Kreuder-Johnson, C. et Conrad, P. 2019b. Southern sea otter (*Enhydra lutris nereis*) population biology at Big Sur and Monterey, California—Investigating the consequences of resource abundance and anthropogenic stressors for sea otter recovery: U.S. Geological Survey Open-File Report 2019–1022, 225 pp.
- Tinker, M.T., D. Jessup, M. Staedler, M. Murray, M. Miller, T. Burgess, E. Bowen, K. Miles, J. Tomoleoni, N. Thometz, L. Tarjan, E. Golson, F. Batac, E. Dodd, E. Berberich, J. Kunz, G. Bentall, T. Nicholson, S. Newsome, H. MacCormick, A. Melli, A. Johnson, L. Henkel, C. Kreuder-Johnson et P. Conrad. 2013. Sea Otter population biology at Big Sur and Monterey California: investigating the consequences of resource abundance and anthropogenic stressors for Sea Otter recovery. Draft Final Report to California Coastal Conservancy and U.S. Fish and Wildlife Service. University of California, Santa Cruz. 243 pp.
- Trites, A.W., V.B. Deecke, E.J. Gregr, J.K.B. Ford et P.F. Olesiuk. 2006. Killer whales, whaling and sequential megafaunal collapse in the North Pacific: a comparative analysis of the dynamics of marine mammals in Alaska and British Columbia following commercial whaling. *Marine Mammal Science* 23:751-765.
- USFWS. 2002a. (United States Fish and Wildlife Service). Stock Assessment Report: Sea Otters (*Enhydra lutris*): Southcentral Alaska stock 6 pp.
- USFWS. 2002b. (United States Fish and Wildlife Service). Stock Assessment Report: Sea Otters (*Enhydra lutris*): Southwest Alaska stock 7 pp.
- USFWS. 2014a. Northern Sea Otter (*Enhydra lutris kenyoni*): Southeast Alaska Stock. Stock Status Assessment. U.S. Fish and Wildlife Service. 18 pp.
<https://www.fws.gov/media/northern-sea-otter-southeast-alaska-stock-assessment-report>[consulté en février 2022].
- USFWS. 2014b. Northern Sea Otter (*Enhydra lutris kenyoni*): Southcentral Alaska Stock. Stock Status Assessment. U.S. Fish and Wildlife Service. 18 pp.
<https://www.fws.gov/media/northern-sea-otter-southcentral-alaska-stock-assessment-report>[consulté en février 2022].
- USFWS. 2014c. Northern Sea Otter (*Enhydra lutris kenyoni*): Southwest Alaska Stock. Stock Status Assessment. U.S. Fish and Wildlife Service. 23 pp.
<https://www.fws.gov/media/northern-sea-otter-southwest-alaska-stock-assessment-report>[consulté en février 2022].
- USFWS. 2017. Southern Sea Otter (*Enhydra lutris nereis*) Stock Status Assessment. U.S. Fish and Wildlife Service, Ventura, California. 18 pp.
- USFWS. 2018. Sea Otter (*Enhydra lutris kenyoni*) Washington Stock Status Assessment. U.S. Fish and Wildlife Service, Lacey, Washington. 7 pp.

- Uu-a-thluk. 2011. Nuuchah-nulth's historical relationship with sea otters. Council of Ha'wiih Forum on Fisheries. Nuuchah-nulth Tribal Council of Fisheries. Port Alberni B.C. Site Web :
<http://uuathluk.ca/Sea%20Otter%20onepager2%20final%5b1%5d.pdf> [consulté en septembre 2021].
- VanBlaricom, G.R. 2015. Synopsis of the history of Sea Otter conservation in the United States. Pp. 395-434. *In*: S.E. Larson, J.L. Bodkin et G.R. VanBlaricom, editors. Sea Otter conservation. Academic Press, Boston, Massachusetts.
- Van Dorp, J.R. et J. Merreck. 2013. VTRA (Vessel Traffic Risk Assessment) 2010 Final Report. Preventing Oil Spills for Large Ships and Barges in Northern Puget Sound and the Strait of Juan de Fuca. Report prepared for the Washington State Puget Sound Partnership. George Washington University.
<https://www2.seas.gwu.edu/~dorpjr/VTRA/PSP/FINAL%20REPORT/Draft%20-%20PSP%20FinalReport%2091813.pdf> [consulté en septembre 2021].
- Von Biela, V.R., V.A. Gill, J.L. Bodkin et J.M. Burns. 2009. Phenotypic plasticity in age at first reproduction of female northern Sea Otters (*Enhydra lutris kenyoni*). *Journal of Mammalogy* 90:1224-1231.
- Waldichuck, M. 1989. The *Nestucca* oil spill; editorial. *Marine Pollution Bulletin* 20:419-420.
- Walker, K.A., J.W. Davis et D.A. Duffield. 2008. Activity budgets and prey consumption of Sea Otters (*Enhydra lutris kenyoni*) in Washington. *Aquatic Mammals* 34:393-401.
- Walther, G.R., E. Post, P. Convey, A. Menzel, C. Parmesan, T.J.C. Beebee, J.M. Fromentin, O. Hoegh-Guldberg et F. Bairlein. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416:389-395.
- Wang, B., X. Luo, Y. Yang, W. Sun, M.A. Cane, W. Cai, S. Yeh, J. Liu. 2019. Historical change of El Niño properties sheds light on future changes of extreme El Niño. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 116:22512-22517.
- Watson, J.C. comm. pers. 2019-2021. Professeure émérite, Vancouver Island University, Nanaimo, BC.
- Watson, J.C. 1990. The effects of the *Nestucca* oil spill on the British Columbia Sea Otter population and its environment. Unpublished report submitted to the Canadian Department of Fisheries and Oceans. DSS Contract No. FP597-9-0478/01-XSA.
- Watson, J.C. 1993. The effects of the Sea Otter (*Enhydra lutris*) foraging on shallow rocky communities off northwestern Vancouver Island, British Columbia. Thèse de doctorat, University of California, Santa Cruz, California, U.S.A. 169 pp.
- Watson, J.C. 2000. The effects of Sea Otters (*Enhydra lutris*) on abalone (*Haliotis* spp.) populations. Pp. 123-132 *in* A. Campbell (ed.). Workshop on Rebuilding Abalone Stocks in British Columbia. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 130.

- Watson, J.C. et T.G. Smith. 1996. The effect of Sea Otters on shellfisheries in British Columbia. Pp. 262-303 in C.M. Hand et B.J. Waddell (eds.). Invertebrate Working Papers. Reviewed by the Pacific Assessment Review Committee (PSARC) in 1993 and 1994. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Science 2089.
- Watson, J. et J.A. Estes. 2011. Stability, resilience, and phase shifts in rocky subtidal communities along the west coast of Vancouver Island, Canada. *Ecological Monographs* 81:215-239.
- Watson, J.C., G.M. Ellis, T.G. Smith et J.K.B. Ford. 1997. Updated status of the Sea Otter, *Enhydra lutris*, Canada. *Canadian Field-Naturalist* 111:277-286.
- Watt, J., D.B. Siniff et J.A. Estes. 2000. Inter-decadal patterns of population and dietary changes in Sea Otters at Amchitka Island, Alaska. *Oecologia* 124: 289-298.
- Watts, D.E., L.G. Butler, B.W. Dale et R.D. Cox. 2010. The Ilnik wolf *Canis lupus* pack: use of marine mammals and offshore sea ice. *Wildlife Biology* 16:144-149.
- Wendell, F.E., R.A. Hardy, J.A. Ames et R.T. 1986. Temporal and spatial patterns in Sea Otter (*Enhydra lutris*) range expansion and in the loss of the clam fisheries. *California Fish and Game* 72:197-100.
- White, C.L., E.W. Lankau, D. Lynch, S. Knowles, K.L. Schuler, J.P. Dubey, VI. Shearn-Bochsler, M. Isidoro-Ayza et N.J. Thomas. 2018. Mortality trends in northern Sea Otters (*Enhydra lutris kenyoni*) collected from the coasts of Washington and Oregon (2002-15). *Journal of Wildlife Diseases* 54:238-247.
- Williams, T.M., R.A. Kastelein, R.W. Davis et J.A. Thomas. 1988. The effects of oil contamination and cleaning on Sea Otters (*Enhydra lutris*). I. Thermoregulatory implications based on pelt studies. *Canadian Journal of Zoology* 66:2776-2781.
- Williams, T.D., D.D. Allen, J.M. Groff et R.L. Glass. 1992. An analysis of California Sea Otter (*Enhydra lutris*) pelage and integument. *Marine Mammal Science* 8:1-18.
- Williams, T.M. et R.W. Davis. (eds.). 1995. Emergency Care and rehabilitation of oiled Sea Otters: A guide for oil spills involving fur-bearing marine mammals. University of Alaska Press, Fairbanks, Alaska, 279 pp.
- Williams T.M., D.J. O'Connor et S.W. Nielsen. 1995. The effects of oil on sea otters: histopathology, toxicology, and clinical history. Pp. 3–22 in Williams TM, Davis RW (eds.). Emergency care and rehabilitation of oiled sea otters: a guide for oil spills involving fur-bearing marine mammals. University of Alaska Press, Fairbanks, Alaska.
- 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.
- Wilson, D.E., M.A. Bogan, R.L. Brownell, A.M. Burdin et M.K. Maminov. 1991. Geographic variation in Sea Otters *Enhydra lutris*. *Journal of Mammalogy* 72: 22-36.
- Wolt, R.C., F.P. Gelwick, F. Wertz, R.W. Davis. 2012. Foraging behavior and prey of Sea Otters in a soft- and mixed-sediment benthos in Alaska. *Mammalian Biology* 77:271-280.

- Woolfenden, J. 1985. The California Sea Otter: Saved or Doomed. Revised Edition. Boxwood Press. Pacific Grove, California.
- WSP. 2014. Risk Assessment for Marine Spills in Canadian Waters. Phase 1: Oil Spills South of the 60th Parallel. Final Study Report Prepared for Transport Canada by WSP Canada Inc. https://www.wcel.org/sites/default/files/file-downloads/131-17593-00_ERA_Oil-Spill-South_150116_pp1-124.pdf [consulté en septembre 2021].
- Wyatt, T. 2009. Exploring the organization of Russia Far East's illegal wildlife trade: two case studies of the illegal fur and illegal falcon trades, *Global Crime* 10:1-2:144-154. DOI: 10.1080/17440570902783947
- Yeates, L.C., T.M. Williams et T.L. Fink. 2007. Diving and foraging energetics of the smallest marine mammal, the sea otter (*Enhydra lutris*). *Journal of Experimental Biology* 210:1960-1970.
- Zavadskaya, A., Nikolaeva, E., Sazhina, V., Shpilenok, T. et Shuvalova, O. 2017. Values and Ecosystem Services of Kronotsky Reserve and South Kamchatka Sanctuary. Ministry of Natural Resources and Environment of the Russian Federation. [En russe, avec un résumé en anglais.]

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTRICES DU RAPPORT

Linda Nichol a obtenu sa maîtrise ès sciences en 1990 à l'Université de la Colombie-Britannique, où ses recherches étaient axées sur les tendances d'occurrence de l'épaulard résident du Nord dans les zones côtières en fonction de la période de retour des stocks de saumons. Elle étudie la loutre de mer depuis 2001. M^{me} Nichol est membre du groupe de spécialistes de la loutre de l'UICN et dirige actuellement le programme de recherche sur la loutre de mer de Pêches et Océans Canada à la Station biologique du Pacifique, à Nanaimo, en Colombie-Britannique.

Erin Foster a obtenu sa maîtrise ès sciences à l'Université de la Colombie-Britannique, où elle a étudié l'écologie et la physiologie du dauphin à flancs blancs du Pacifique. Elle est actuellement candidate au doctorat à l'Université de Victoria. Ses recherches portent sur l'écologie de l'alimentation de la loutre de mer. M^{me} Foster travaille à l'Institut Hakai, où elle a dirigé le programme de recherche sur la loutre de mer de 2013 à 2018.

Jane Watson a obtenu un doctorat à l'Université de la Californie, à Santa Cruz, en 1993. Ses recherches portent sur l'écologie des communautés de loutres de mer. Elle a enseigné à l'Université de l'île de Vancouver de 1996 à 2016. M^{me} Watson a fait partie du Sous-comité de spécialistes des mammifères marins du COSEPAC de 2000 à 2012 et en a été coprésidente de 2008 à 2012. Elle est professeure émérite à l'Université de l'île de Vancouver.

Annexe 1. Évaluation des menaces de l’UICN qui pèsent sur la loutre de mer au Canada

Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème	Enhydra lutris (loutre de mer)		
Identification de l'élément		Code de l'élément	
Date :	9 avril 2021		
Évaluateurs :	Jane Watson (auteure), Linda Nichol (auteure), Erin Foster (auteure), John Ford (coprésident), Hal Whitehead (coprésident), Dwayne Lepitzki (animateur), Karen Timm (Secrétariat du COSEPAC), Greg Wilson, Syd Cannings, Justine Mannion, Ashley Kling, Mike Hammill, Rob Stewart, Kim Parsons, Viv Tulloch, Dan Monson, Patrick O'Hara, Jennifer Yakimyshyn		
Références :	Rapport de situation du COSEPAC (ébauche)		
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	1
	C	Moyen	2
	D	Faible	0
	Impact global des menaces calculé :		Très élevé
			Moyen
Impact global attribué :	AC = Très élevé-moyen		
Ajustement de la valeur de l'impact global calculée – justifications :	L'espèce n'est pas en déclin actuellement. Les menaces actuelles ont pour la plupart un impact négligeable et une immédiateté moyenne-faible, et elles n'empêchent pas la population de loutres de mer de croître à un taux moyen de 8,7 % par année et de continuer à étendre son habitat. Il est possible qu'en l'absence de ces menaces l'espèce puisse se rétablir encore plus rapidement. L'impact global des menaces calculé est très élevé-moyen en raison du risque d'effets, à l'échelle de la population, d'un déversement d'hydrocarbures d'envergure qui toucherait la majeure partie de la côte de la Colombie-Britannique. L'occurrence d'un tel événement est très incertaine, mais le risque global est considéré comme étant faible. Les effets potentiels futurs des prises accidentelles et de l'abattage illégal ainsi que les effets des changements climatiques sur la disponibilité des proies sont considérés comme modérés-légers et leur immédiateté est incertaine.		
Impact global des menaces – commentaires	La durée de génération est de 7 à 9 ans si bien que la période d'évaluation de la gravité et de l'immédiateté est de 21 à 27 ans dans le futur; le taux de croissance de la population de 1995 à 2017 est en moyenne de 8,7 % par année (plus lent que les 20,1 % de 1977 à 1995); actuellement, l'espèce n'occupe pas tout l'habitat historique; la loutre de mer ne migre pas, fait preuve d'une grande fidélité aux sites et occupe des domaines vitaux relativement petits qui se chevauchent; le rétablissement après le déversement de pétrole de l' <i>Exxon Valdez</i> (en Alaska en 1989, il y a 32 ans = 3,6-4,6 générations) reposait entièrement sur la croissance de la population locale, et non sur l'immigration; des portions ont maintenant atteint la capacité de charge; il a fallu de 1,9 à 2,9 générations pour que l'espèce se disperse vers la côte centrale (1989) à partir de l'île de Vancouver (1969-1972); la figure 2 montre l'aire de répartition en Colombie-Britannique; 4 055 individus estimés. Les menaces sont toutes dans le futur, et leur immédiateté est incertaine.		

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
1	Développement résidentiel et commercial						
1.1	Zones résidentielles et urbaines						
1.2	Zones commerciales et industrielles						
1.3	Zones touristiques et récréatives						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	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						En Californie, le ruissellement agricole (y compris les eaux usées) peut avoir une incidence sur les concentrations d'agents pathogènes chez la loutre de mer (voir aussi les catégories 8.1 et 9.3). On ignore si cette menace est présente en Colombie-Britannique, car l'aire de répartition de la loutre de mer ne chevauche pas de zones agricoles pour le moment. Les proliférations d'algues nuisibles peuvent être intensifiées par le ruissellement agricole dans le milieu marin. Elles produisent des biotoxines et touchent parfois la loutre de mer en Californie, mais cette menace semble être négligeable en Colombie-Britannique.
2.4	Aquaculture en mer et en eau douce						Selon les connaissances actuelles, la loutre de mer n'est pas touchée par l'aquaculture. Les activités d'aquaculture visant les palourdes et les huîtres cultivées sur les plages pourraient perturber la loutre de mer dans le futur en empêchant celle-ci d'utiliser les plages pour se nourrir ou en faisant d'elle une menace pour les activités d'aquaculture (voir la catégorie 5.4). L'aquaculture ne constitue pas une menace à l'heure actuelle, mais elle pourrait le devenir au cours des trois prochaines générations.
3	Production d'énergie et exploitation minière						
3.1	Forage pétrolier et gazier		Non calculé (en dehors de la période d'évaluation)			Faible (possiblement à long terme, > 10 ans/3 générations)	Il ne s'agit pas d'une menace à l'heure actuelle, mais ce pourrait être le cas à l'avenir. Il existe actuellement un moratoire sur le forage et l'exploration pétrolière extracôtière, mais le statut de ces moratoires est déterminé par le gouvernement du Canada en place, selon un échéancier qui diffère de la durée de génération de la loutre de mer et qui pourrait changer à l'avenir.
3.2	Exploitation de mines et de carrières						
3.3	Énergie renouvelable						À l'heure actuelle, l'énergie renouvelable ne constitue pas une menace pour la loutre de mer. La seule proposition de parc éolien en mer (Haida Gwaii) se trouve actuellement en dehors de l'aire de répartition de la loutre de mer. De tels projets pourraient constituer une menace négligeable dans les trois prochaines générations.
4	Corridors de transport et de service		Négligeable	Restreinte (11-30 %)	Négligeable (< 1 %)	Modérée-faible	
4.1	Routes et voies ferrées						
4.2	Lignes de services publics						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
4.3	Voies de transport par eau		Négligeable	Restreinte (11-30 %)	Négligeable (< 1 %)	Modérée-faible	Ne cause pas un déclin de la population actuellement, mais pourrait contribuer à ralentir la croissance. Les collisions se produisent principalement avec de petites embarcations, en particulier dans les zones où les petits bateaux entrent dans les ports aux embouchures restreintes ou en sortent. Les collisions avec des bateaux vont augmenter au cours des 10 prochaines années (portée). Bien que seulement trois collisions de ce type aient été signalées depuis 2004, il s'agit d'une sous-estimation importante de l'incidence des collisions avec des bateaux, car celles-ci sont rarement signalées et les loutres de mer se trouvent dans des zones éloignées. De plus, la plupart des carcasses de loutres sont rapidement dévorées et la récupération des carcasses (quelle que soit la cause de mortalité) est rare.
4.4	Corridors aériens						
5	Utilisation des ressources biologiques	CD	Moyen-faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée-légère (1-30 %)	Modérée-faible	
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	CD	Moyen-faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée-légère (1-30 %)	Modérée-faible	Ne cause pas un déclin de la population actuellement, mais pourrait contribuer à ralentir la croissance. Cette menace va s'accroître au cours des 10 prochaines années, car la loutre de mer étend son aire de répartition dans les zones utilisées par les humains (expansion vers le sud, le long des côtes est et ouest de l'île de Vancouver). Il s'agit notamment du braconnage pour les peaux, de la persécution (les loutres de mer sont en compétition avec les humains pour les espèces invertébrées) et des prises accidentelles dans les filets et les casiers. Les prises accidentelles constituent probablement la cause de mortalité la plus faible comparativement au braconnage et à la persécution. Il existe des propositions de récolte ciblée par les Autochtones, qui serait gérée comme une pêche; elle ne devrait donc pas constituer une menace. Toutefois, dans les endroits où des marchés légaux se développent, des marchés noirs prospèrent/se développent souvent. Récemment, des peaux de loutre de mer ont été vendues de la Russie à la Chine, dans le cadre d'un marché noir de commerce de peaux.
6	Intrusions et perturbations humaines		Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Modérée-faible	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
6.1	Activités récréatives		Négligeable	Restreinte (11-30 %)	Négligeable (< 1 %)	Modérée-faible	Ne cause pas un déclin de la population actuellement, mais pourrait contribuer à ralentir la croissance. Le trafic maritime augmentera dans l'habitat de la loutre de mer, que ce soit à des fins d'observation ciblée de la loutre de mer ou de circulation récréative non ciblée. Des perturbations pourraient évincer la loutre de mer de son habitat; plus particulièrement, les mères accompagnées d'un petit se dispersent rapidement en réaction à la circulation maritime. Bien que les mâles puissent être moins vulnérables aux perturbations (ils peuvent s'y habituer à un certain degré), le fait de perturber continuellement les femelles avec petit pourrait nuire à la survie de ces derniers.
6.2	Guerre, troubles civils et exercices militaires						Actuellement, il n'y a pas d'exercices militaires dans l'habitat de la loutre de mer ou à proximité.
6.3	Travail et autres activités		Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Modérée-faible	Ne cause pas un déclin de la population actuellement, mais pourrait contribuer à ralentir la croissance. Les recherches sur la loutre de mer sont menées sous réserve d'un permis et ne causent que des perturbations négligeables. Lors des recensements de loutres de mer, on s'efforce de ne pas perturber les individus, qui seraient alors plus difficiles à dénombrer. Les observations d'individus en quête de nourriture se font depuis le rivage, de manière à ne pas affecter leur comportement. À l'heure actuelle, les recherches menées sur la loutre de mer de la Colombie-Britannique ont un effet négligeable.
7	Modifications des systèmes naturels						
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						À l'heure actuelle, rien ne prouve que la compétition avec les humains pour les proies a un effet direct sur la croissance de la population de loutres de mer. Aux endroits où la loutre étend son aire de répartition, la population croît à un rythme proche ou supérieur (en raison de l'arrivée de radeaux de mâles) au maximum physiologique, ce qui semble indiquer que la disponibilité des proies ne limite pas la croissance de la population.
8	Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans/3 générations)	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
8.1	Espèces/maladies exotiques (non indigènes) envahissantes		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Modérée-faible	En Californie, les oocystes de <i>Toxoplasma gondii</i> provenant de félidés et de <i>Sarcocystis neurona</i> provenant des opossums (pas encore courants en Colombie-Britannique) pénètrent dans les écosystèmes marins par ruissellement et infectent les proies de la loutre de mer. Aucun des deux parasites n'est actuellement considéré comme un facteur limitatif important de la croissance de la population de loutres de mer en Colombie-Britannique, en raison de leur présence chez 12 % (<i>Toxoplasma</i>) et 5 % (<i>Sarcocystis</i>) des 95 individus ayant fait l'objet d'un échantillonnage de 2003 à 2011. En 2006, une loutre de mer dont la nécropsie a été faite sur l'île de Vancouver (2006) était morte d'une infection par un parasite du genre <i>Sarcosystis</i> . Cependant, dans l'État de Washington, l'analyse a révélé la présence de l'un ou des deux agents pathogènes chez 30 % (n = 30) des individus capturés et 54 % (n = 333, 2002-2012) des carcasses de loutres récupérées.
8.2	Espèces ou maladies indigènes problématiques						La prédation ou la mortalité accidentelle causée par les prédateurs n'est probablement pas un facteur limitatif en Colombie-Britannique, bien que la mortalité accidentelle causée par des requins blancs en Californie et peut-être la prédation par des épaulards en Alaska soient considérées comme des causes de la non-expansion de l'aire de répartition (facteur limitatif) et d'un déclin marqué de la population, respectivement (menace).
8.3	Matériel génétique introduit						
8.4	Espèces ou maladies 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-modérée (11-70 %)	Modérée-faible	
9.1	Eaux usées domestiques et urbaines						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
9.2	Effluents industriels et militaires	BC	Élevé-moyen	Généralisée (71-100 %)	Élevée-moderée (11-70 %)	Modérée-faible	Ne cause pas un déclin de la population actuellement, mais pourrait contribuer à ralentir la croissance. Les hydrocarbures détruisent les propriétés imperméables de la fourrure, provoquant une hypothermie et souvent la mort. Les hydrocarbures ingérés pendant le toilettage et par la consommation de proies peuvent provoquer une défaillance des organes et la mort. Les effets d'un déversement d'hydrocarbures dépendent de la substance, de l'endroit et de la quantité déversée, de la période de l'année et des conditions météorologiques. Un déversement à grande échelle pourrait affecter la loutre de mer dans toute son aire de répartition actuelle en Colombie-Britannique. Même un déversement à petite échelle pourrait avoir des effets dans toute l'aire de répartition (p. ex. le déversement du <i>Nestucca</i>). Les hydrocarbures ont des effets à long terme, car ils contaminent le substrat dans lequel la loutre de mer s'alimente ainsi que les proies. Il a fallu trois générations pour que la loutre de mer se rétablisse après le déversement de pétrole de l' <i>Exxon Valdes</i> . En Colombie-Britannique, le trafic maritime augmentera; la circulation des navires-citernes devrait doubler au cours des 15 prochaines années et le nombre de navires associés au pipeline de TransMountain sera 7 fois plus élevé qu'en 2018. Les déversements à petite et moyenne échelle constituent une plus grande menace parce que 95 % d'entre eux se produisent près des côtes, qu'ils causent des dommages importants et qu'ils se produisent plus fréquemment que les déversements à grande échelle. Par exemple, chaque année, les barges de transport de carburant transportent environ 48 milliards de litres de produits pétroliers le long de la côte intérieure de la Colombie-Britannique et, depuis 2016, deux incidents impliquant des barges de carburant se sont produits dans l'aire de répartition de la loutre de mer sur la côte centrale de la Colombie-Britannique. Les déversements chroniques à petite échelle (p. ex. ravitaillement en carburant, eau de cale), qui sont les plus fréquents, constituent une menace inconnue et non répertoriée pour la loutre de mer.
9.3	Effluents agricoles et sylvicoles		Inconnu	Grande (31-70 %)	Inconnue	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans/3 générations)	Ne cause pas un déclin de la population actuellement, mais pourrait contribuer à ralentir la croissance. La loutre de mer bioaccumule dans ses tissus des polluants organiques à des concentrations de 60 à 240 fois plus élevées que ceux trouvés dans ses proies, mais aucun lien entre les concentrations de contaminants et une incidence accrue de maladies n'a été démontré chez la loutre de mer. Les contaminants ne sont pas considérés comme une menace en Colombie-Britannique.
9.4	Déchets solides et ordures						
9.5	Polluants atmosphériques						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
9.6	Apports excessifs d'énergie						
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	CD	Moyen-faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée-légère (1-30 %)	Modérée-faible	
11.1	Déplacement et altération de l'habitat	CD	Moyen-faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée-légère (1-30 %)	Modérée-faible	Ne cause pas un déclin de la population actuellement, mais pourrait contribuer à ralentir la croissance. L'acidification des océans devrait affecter le recrutement des invertébrés et donc la disponibilité de nourriture pour la loutre de mer. Les changements de la chimie des carbonates affecteront également le fonctionnement des écosystèmes d'algues brunes et des zosteraies, tous deux importants pour la loutre de mer et ses proies. La hausse des températures de la mer pourrait nuire à la loutre de mer, mais les effets sont actuellement inconnus et pourraient être à la fois directs et indirects. Dans le centre de la Californie, pendant la vague de chaleur marine (2013-2014) et l'événement ENSO qui a suivi (2015-2016), un grand nombre d'oursins ont été recrutés et ont décimé les forêts d'algues brunes. Bien que ces oursins viennent s'ajouter aux sources de proies, les loutres de mer ne les ont pas consommés à cause de leur faible masse de tissus mous. Un événement semblable de recrutement d'invertébrés s'est produit en Colombie-Britannique (Watson, obs. pers.). Cependant, dans les zones abritant la loutre de mer, des oursins accessibles ont été mangés par l'espèce. Il n'est pas clair si ces événements de recrutement d'invertébrés sont associés à la perte d'étoiles de mer prédatrices à cause de la maladie du dépérissement des étoiles de mer (MDEM – voir la catégorie 11.5) et à un meilleur taux de survie des nouvelles recrues, à des processus de recrutement facilités par l'eau chaude, ou à une combinaison de ces possibilités. Les effets de la MDEM ou des vagues de chaleur marines sur la loutre de mer ne peuvent faire l'objet que de spéculations à l'heure actuelle.
11.2	Sécheresses						
11.3	Températures extrêmes						
11.4	Tempêtes et inondations						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
11.5	Autres impacts						Les variations de la température des océans pourraient également modifier l'incidence des proliférations d'algues nuisibles et ainsi accroître l'incidence et la propagation de maladies chez les organismes marins, ce qui aurait des effets imprévisibles sur les populations de loutres de mer. Par exemple, la MDEM, qui a entraîné la perte d'étoiles de mer prédatrices, peut modifier la densité des proies de la loutre de mer, effets qui ne peuvent faire l'objet que de spéculations pour l'instant.

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