Loi sur les espèces en péril
Série des programmes de rétablissement

Programme de rétablissement de l'épaulard du large (*Orcinus orca*) au Canada

Épaulard du large

2018

Canada

Citation recommandée :

Pêches et Océans Canada. 2018. Programme de rétablissement de l'épaulard du large (*Orcinus orca*) au Canada. Série de Programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril. Pêches et Océans Canada, Ottawa. viii + 59 pp.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires du programme de rétablissement, ou de plus amples renseignements sur les espèces en péril, y compris les rapports de situation du Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC), les descriptions de résidence, les plans d'action et autres documents liés au rétablissement, veuillez consulter le Registre public des espèces en péril.

Illustration de la couverture :
Photo : Brian Gisborne

Also available in English under the title:
« Recovery Strategy for the Offshore Killer Whale (*Orcinus orca*) in Canada »

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par la ministre des Pêches et des Océans du Canada, 2018. Tous droits réservés.
L'ISBN 978-0-660-27241-2
N° de catalogue En3-4/293-2018F-PDF

Le contenu (à l'exception des illustrations) peut être utilisé sans autorisation, sous réserve de mention de la source.

Préface

En vertu de l'Accord pour la protection des espèces en péril (1996), les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux signataires ont convenu d'établir une législation et des programmes complémentaires qui assureront la protection efficace des espèces en péril partout au Canada. En vertu de la Loi sur les espèces en péril (L.C. 2002, ch. 29) (LEP), les ministres fédéraux compétents sont responsables de l'élaboration d'un programme de rétablissement pour les espèces inscrites comme étant disparues du pays, en voie de disparition ou menacées et sont tenus de rendre compte des progrès réalisés cinq ans après la publication du document définitif dans le Registre public des espèces en péril.

Le ministre des Pêches et des Océans et de la Garde côtière et le ministre responsable de l'Agence Parcs Canada sont les ministres compétents en vertu de la Loi sur les espèces en péril pour l'épaulard du large (*Orcinus orca*) et ont préparé ce programme, conformément à l'article 37 de la Loi sur les espèces en péril. Dans l'élaboration de ce programme de rétablissement, les ministres compétents ont tenu compte, conformément à l'article 38 de la LEP, de l'engagement qu'a pris le gouvernement du Canada de conserver la diversité biologique et de respecter le principe voulant que s'il existe une menace d'atteinte grave ou irréversible à l'espèce inscrite, le manque de certitude scientifique ne doit pas être prétexte à retarder la prise de mesures efficientes pour prévenir sa disparition ou sa décroissance. Dans la mesure du possible, le présent programme de rétablissement a été préparé en collaboration avec Environnement Canada, Transports Canada, le ministère de la Défense nationale, la Garde côtière canadienne, Ressources naturelles Canada, la province de la Colombie-Britannique et la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) des États-Unis, au titre de l'article 39(1) de la LEP.

Comme il est indiqué dans le préambule de la LEP, la réussite du rétablissement de cette espèce dépendra de l'engagement et de la collaboration d'un grand nombre de parties concernées qui participeront à la mise en œuvre des recommandations et des mesures formulées dans le présent programme de rétablissement. Cette réussite ne pourra reposer seulement sur Pêches et Océans Canada (MPO) ou l'Agence Parcs Canada (APC) ou sur toute autre administration seule. Les coûts de la conservation des espèces en péril sont partagés entre les différentes instances. Tous les Canadiens et toutes les Canadiennes sont invités à soutenir la mise en œuvre du programme pour le bien de l'épaulard du large et de la société canadienne en général.

Le présent programme de rétablissement sera suivi d'au moins un plan d'action qui fournira de l'information sur les mesures de rétablissement que doivent prendre
Pêches et Océans Canada, l'Agence Parcs Canada, d'autres administrations ou les organismes engagés dans la conservation des espèces. La mise en œuvre du présent programme de rétablissement est assujettie aux crédits, aux priorités et aux contraintes budgétaires des autorités et organisations participantes.

Remerciements

Pêches et Océans Canada tient à reconnaître les généreuses contributions des nombreuses personnes et des nombreux organismes qui ont participé à l'élaboration du présent document. L'équipe de rétablissement de l'épaulard du large (annexe C) a dirigé l'élaboration du programme et fourni des avis et des connaissances inestimables pour la rédaction de son contenu. Eva Stredulinsky a rédigé la version provisoire initiale du document.

Le présent document a également bénéficié grandement des renseignements fournis par les participants de l'atelier technique sur l'épaulard du large de 2013 (annexe C). Pêches et Océans Canada remercie également les personnes qui ont fourni d'autres éléments essentiels à l'évolution du présent document, soit : Lance Barrett-Lennard (Aquarium de Vancouver); Phil Morin (Northeast Fisheries Science Center de la National Oceanic and Atmospheric Administration [NOAA]); Stephen Raverty (Animal Health Center du ministère de l'Agriculture et des Terres de la Colombie-Britannique); Jackie King, Steve Wischniowski et Greg Workman (Direction des sciences de Pêches et Océans Canada).

Sommaire

L'écotype de la population d'épaulards du large, ou hauturiers, diffère de ses écotypes sympatriques que sont les épaulards résidents et les épaulards migrateurs sur le plan du comportement, du régime alimentaire, de la morphologie, du comportement acoustique et des caractéristiques génétiques. Les rencontres avec des épaulards du large ont été relativement peu fréquentes, et les efforts pour cataloguer les membres de cette population ont été difficiles en raison de la rareté des observations, de la grande taille de leurs groupes et de leur habitat plus pélagique.

Les épaulards du large sont des prédateurs dominants ayant une aire de répartition très vaste et une grande longévité. Ils sont considérés comme étant à risque en raison de la petite taille de la population, de leur faible potentiel de reproduction et de leur propension à accumuler des concentrations élevées de contaminants chimiques persistants, bioaccumulables et dont les dommages causés aux mammifères marins ont été démontrés (Ross et al. 2000; COSEPAC 2008). La population est présente dans les eaux canadiennes du Pacifique, ce qui représente environ le cinquième de son aire de répartition connue qui s'étend du sud de la mer de Béring au sud de la Californie. L'épaulard du large a été désigné comme espèce menacée par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) en 2008, puis il a été inscrit en tant que tel sur la liste de la Loi sur les espèces en péril en 2011.

Les épaulards du large font face à des menaces anthropiques et naturelles, à des restrictions ou à des vulnérabilités, y compris : la baisse de l'abondance des proies; l'exposition aux contaminants par l'intermédiaire des proies; les déversements de substances nocives pour l'environnement marin; les perturbations acoustiques aiguës et chroniques; les perturbations physiques; les interactions avec la pêche commerciale et l'aquaculture; la mise à mort directe; les changements climatiques; les agents pathogènes; les préférences alimentaires fixes et la diminution de la quantité de proies; la dépression consanguine; l'usure de la dentition; l'échouement massif ou le piégeage naturel. La petite taille de la population d'épaulards du large composée généralement de grands groupes fait que cette population est particulièrement vulnérable aux événements stochastiques.

Les objectifs en matière de population et de répartition définis dans le présent programme de rétablissement sont les suivants :

- objectif en matière de population : établir une tendance stable ou à la hausse dans l'abondance (c.-à-d., augmentation du taux de naissance ou diminution du taux de mortalité) et la diversité génétique de la population d'épaulards du large.

- objectif en matière de répartition : assurer l'utilisation continue des eaux canadiennes du Pacifique par les épaulards du large.

Compte tenu des lacunes importantes dans les connaissances sur les épaulards du large, le présent programme de rétablissement recommande d'adopter des stratégies et approches générales pour combler ces lacunes et atténuer les menaces en fonction de ce qui est connu actuellement.

En raison du manque de renseignements disponibles sur la répartition saisonnière des épaulards du large dans les eaux côtières extérieures et sur les proies qui peuvent déterminer la qualité de leur habitat (Ford et al. 2014), il n'est pas possible de déterminer leur habitat

essentiel pour l’instant. La désignation de l’habitat essentiel pour atteindre les objectifs en matière de population et de répartition sera abordée dans un ou plusieurs plans d’action, ou une version révisée du présent programme de rétablissement.

Le ou les plans d’action visant à mettre en œuvre le présent programme de rétablissement seront élaborés dans les cinq ans suivant la publication de la version définitive du programme de rétablissement dans le Registre public des espèces en péril.

Résumé du caractère réalisable du rétablissement

Des individus de l'espèce sauvage capables de se reproduire sont présents à l'heure actuelle ou le seront dans un avenir rapproché pour maintenir la population ou augmenter son abondance.

Oui Les épaulards (*Orcinus orca*) présentent un potentiel de reproduction naturellement faible – ce qui est une caractéristique des gros mammifères ayant une longue durée de vie – ainsi que de longs intervalles entre chaque mise bas d'une progéniture unique (Olesiuk et al 2005). Avec une abondance de la population actuelle estimée à 300 individus (Ford et al. 2014), on peut calculer que la population d'épaulards du large compte environ 130 individus matures, en mesure de se reproduire (Programme de recherche sur les cétacés du MPO, données non publiées[1]). On ignore s'il existe un biais lié au sexe sur le plan de la survie, de la mortalité ou de la démographie pour cette portion de la population. Toutefois, en se fondant sur d'autres populations d'épaulards de la Colombie-Britannique, on peut s'attendre à un biais naturel en faveur des femelles matures en raison de la différence de l'espérance de vie entre les sexes. Dans l'ensemble, la taille de la population des épaulards du large paraît stable, et son taux estimé de survie est élevé chaque année (Ford et al. 2014). Tous ces facteurs donnent à penser que le taux actuel de recrutement de la population d'épaulards du large est adéquat pour maintenir la population à son niveau actuel.

Une superficie suffisante d'habitat convenable est à la disposition de l'espèce, ou pourrait le devenir grâce à des activités de gestion ou de restauration de l'habitat.

Oui, à l'intérieur des eaux canadiennes; mais à l'extérieur des eaux canadiennes, on l'ignore (p. ex. gestion des espèces de proies et réglementation et gestion des substances dangereuses pour l'environnement marin par d'autres pays). À l'heure actuelle, la population d'épaulards du large ne semble pas exclue de l'ensemble de son habitat type des eaux canadiennes du Pacifique. Les épaulards du large semblent vivre principalement dans les eaux du bord du plateau continental, le long de la côte de la Colombie-Britannique, bien qu'ils aient été plus souvent présents dans les eaux côtières au cours des dernières années (Ford et al. 2014).

L'aspect le plus important de l'habitat des épaulards du large est peut-être l'abondance et la disponibilité de leurs proies. Parmi les cinq espèces de proies confirmées se trouvant dans les eaux canadiennes du Pacifique, l'aiguillat commun du Pacifique Nord, le saumon quinnat et le flétan du Pacifique sont surveillés et gérés de façon active par Pêches et Océans Canada (MPO). La laimargue du Pacifique et le requin bleu sont examinés par le MPO, mais les données ne sont pas analysées aux fins de surveillance des tendances en matière de population ou de santé. Toutefois, le Canada est l'un des pays signataires du Plan d'action international pour la conservation et la gestion des requins de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO 1999) et possède son propre Plan d'action national pour la conservation et la gestion des requins (MPO 2007a).

[1] Calculé à partir du même ensemble de données utilisé pour déterminer l'estimation de l'abondance de la population actuelle dans Ford et al. 2014, selon la même méthode que celle présentée dans le COSEPAC, 2008.

En théorie, grâce à la gestion et à la conservation minutieuses de ces espèces de proies et d'autres espèces de proies potentielles restant à découvrir, à l'intérieur et à l'extérieur des eaux canadiennes, la dégradation de l'habitat des épaulards du large peut être atténuée. Une superficie suffisante d'habitat convenable devrait continuer d'être à la disposition de la population d'épaulards du large, sauf en cas d'obstacle physique ou non physique (p. ex. acoustique) ou d'élément ayant un effet dissuasif sur leur utilisation des eaux côtières et du bord du plateau, ou de déclin nuisible de l'abondance et de la disponibilité de leurs proies à l'intérieur et à l'extérieur des eaux canadiennes.

Les principales menaces pesant sur l'espèce ou son habitat (y compris à l'extérieur du Canada) peuvent être évitées ou atténuées.

Oui, pour les menaces à l'intérieur des eaux canadiennes; mais pour les menaces à l'extérieur des eaux canadiennes, on l'ignore (p. ex. les sources étrangères de contaminants; la pêche du voilier en Californie et l'interaction avec l'industrie et le transport hauturiers). Les concentrations élevées de contaminants, les perturbations acoustiques et physiques et les éventuels déversements d'hydrocarbures figurent parmi les menaces qui pèsent sur la population d'épaulards du large et son habitat, comme le mentionne le COSEPAC (2008). Grâce à une réglementation et à une gestion appropriées des substances nocives pour le milieu marin et du transport de ces apports anthropiques dans le milieu marin, y compris les mesures de sécurité et d'intervention rapide et rigoureuse en cas de déversement, les effets néfastes des contaminants et des déversements de pétrole sur la population d'épaulards du large et leurs proies peuvent être atténués dans les eaux canadiennes. Avec l'application de la Loi sur les pêches et de ses règlements connexes, la mise en œuvre des pratiques exemplaires (p. ex. MPO 2007b pour les ondes sismiques; MDN 2008 pour l'utilisation de sonars) ainsi que les lignes directrices supplémentaires en matière d'intendance actuellement en place, les bruits aigus et la perturbation causée par les bateaux peuvent être atténués. À l'heure actuelle, on ignore si la perturbation liée au bruit chronique pourrait être atténuée dans toute l'aire de répartition de la population d'épaulards du large et il n'existe pas de mesures d'atténuation des bruits chroniques en vigueur dans les eaux canadiennes du Pacifique. Bien que les épaulards du large ne soient pas visés par la Endangered Species Act des États-Unis d'Amérique, ils sont protégés par le règlement fédéral américain sur les mammifères marins et par des mesures connexes d'atténuation des menaces comparables à la protection offerte par le Règlement sur les mammifères marins du Canada.

Grâce à toutes ces méthodes, ainsi qu'à la gestion de l'industrie visant à éviter la compétition pour les proies avec la pêche, les principales menaces qui pèsent sur la population d'épaulards du large peuvent être évitées ou atténuées. Compte tenu de l'aire de répartition très vaste des épaulards du large, la compétence pour éviter ou atténuer les menaces à l'extérieur des eaux canadiennes est limitée, et la capacité de comprendre les impacts de ces menaces représente un défi. La surveillance se fait probablement à un niveau acceptable dans toute leur aire de répartition, bien que certaines menaces sont mieux surveillées que d'autres et que les mesures d'atténuation sont variables. Étant donné que tout autre fait que la mortalité naturelle pourrait compromettre le rétablissement de la population d'épaulards du large (c.-à-d. le prélèvement biologique potentiel calculé est de moins d'un individu) (Ford et al 2014), il est impératif d'effectuer une surveillance continue et d'appliquer des mesures améliorées d'atténuation des menaces dans son aire de répartition.

Il existe des techniques de rétablissement qui permettent d’atteindre les objectifs de population ou de répartition, ou il est possible d’en élaborer dans un délai raisonnable.

On l’ignore. Les techniques de rétablissement visant à promouvoir activement la croissance des populations d’épaulards n’existent pas, mais les obstacles à leur rétablissement peuvent être réduits à l’aide de mesures d’atténuation des menaces. Bien que les menaces qui pèsent sur les proies, l’habitat et les individus de la population d’épaulards du large puissent théoriquement être atténuées, l’efficacité pratique de ces mesures n’a pas encore été établie clairement. Cependant, les mesures de recherche, les programmes d’intendance et la réglementation en matière de gestion permettent d’encourager et de surveiller le rétablissement de cette population.

Table des matières

Préface i
Remerciements ii
Sommaire iii
Résumé du caractère réalisable du rétablissement v
1. Information sur l'évaluation de l'espèce par le COSEPAC 1
2. Information sur l'état de l'espèce 1
3. Information sur l'espèce 2
3.1 Description de l'espèce 2
3.2 Population et répartition 3
3.3 Besoins de l'épaulard du large 5
3.3.1 Besoins alimentaires 5
3.3.2 Besoins acoustiques 6
3.3.3 Taille de la population et diversité génétique 7
3.3.4 Aire de répartition continue 7
4. Menaces 8
4.1 Évaluation des menaces 8
4.2 Description des menaces 12
4.2.1 Menaces anthropiques 12
4.2.2 Restrictions et vulnérabilités naturelles 23
5. Objectifs en matière de population et de répartition 28
6. Stratégies et approches générales en vue d'atteindre les objectifs 28
6.1 Mesures achevées ou en cours 28
6.1.1 Mesures de gestion et de réglementation 29
6.1.2 Mesures d'intendance 30
6.1.3 Mesures de recherche 31
6.2 Orientation stratégique du rétablissement 33
6.2.1 Stratégies générales pour le rétablissement de l'épaulard du large 33
7. Habitat essentiel 38
7.1 Désignation de l'habitat essentiel de l'espèce 38
7.2 Calendrier des études visant à désigner l'habitat essentiel 38
8. Mesure des progrès 39
9. Énoncé sur les plans d'action 40
Références 41
Annexe A : Effets sur l'environnement et les autres espèces 56
Annexe B : Registre des initiatives de collaboration et de consultation 58
Annexe C : Équipes ayant contribué à l'élaboration du présent programme de rétablissement 59

1. Information sur l'évaluation de l'espèce par le COSEPAC[2]

Date de l'évaluation : Novembre 2008

Nom commun (population) : Épaulard (population océanique)

Nom scientifique : *Orcinus orca*

Statut selon le COSEPAC : Espèce menacée

Justification de la désignation : Cette population compte un très faible nombre d'individus matures (~120). Elle est sujette aux menaces posées par les concentrations élevées de contaminants, les perturbations acoustiques et physiques et les éventuels déversements d'hydrocarbures. Toutefois, la population fait l'objet d'un suivi et semble stable.

Présence au Canada : Océan Pacifique

Historique de la situation selon le COSEPAC : Une seule désignation « menacée » a été accordée aux populations résidentes du Pacifique Nord en avril 1999. Divisées en trois populations en novembre 2001. La population océanique a été désignée « préoccupante » en novembre 2001. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « menacée » en novembre 2008. Dernière évaluation fondée sur une mise à jour d'un rapport de situation.

2. Information sur l'état de l'espèce

En tant qu'espèce, les épaulards sont cosmopolites, largement répandus dans les océans du monde et courants dans de nombreuses régions côtières, en particulier dans les latitudes élevées (Leatherwood et Dahlheim 1978). L'espèce est composée de populations régionales distinctes, isolées les unes des autres sur le plan génétique et social et présentant souvent différentes spécialisations écologiques (Bigg et al. 1990; Hoelzel et al. 1998; Barrett-Lennard et Ellis 2001). Certaines de ces populations pourraient être désignées comme des espèces ou des sous-espèces distinctes et comme présentant un risque plus élevé (Reeves et al. 2004; Morin et al. 2010; Taylor et al. 2013). En raison de cette incertitude taxonomique, l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) considère que l'espèce *Orcinus orca* se situe dans la catégorie « Données insuffisantes » (Taylor et al. 2013).

[2] COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada)

La population d'épaulards du large du nord-est du Pacifique a été observée à plusieurs reprises dans les eaux au large de l'Alaska, de la Colombie-Britannique, de l'État de Washington et de la Californie, les eaux canadiennes du Pacifique représentant environ le cinquième de son aire de répartition connue. Depuis 2013, un peu plus de 70 % des 240 observations et détections acoustiques passives documentées ont eu lieu dans les eaux de la Colombie-Britannique. La population d'épaulards du large a été initialement évaluée par le COSEPAC en 2001, puis inscrite sur la liste des espèces préoccupantes au Canada en 2004 en vertu de la Loi sur les espèces en péril (LEP), lorsqu'elle est entrée en vigueur. À la suite de cette première inscription sur la liste de la LEP, le Plan de gestion de l'épaulard du large (*Orcinus orca*) au Canada (MPO 2009a), qui décrit les menaces, ainsi que les buts, les objectifs et les mesures de gestion pour la conservation des épaulards du large (« population océanique »), a été élaboré et publié. En novembre 2008, la population a été de nouveau désignée par le COSEPAC comme étant menacée, puis inscrite en vertu de la LEP comme espèce menacée en 2011. En 2011, la cote S2 (en péril) a été attribuée à l'espèce en fonction de sa priorité de conservation à l'échelle d'une province, ce qui l'a placée sur la liste rouge de la Colombie-Britannique. À l'heure actuelle, elle n'est pas visée par l'Endangered Species Act des États-Unis d'Amérique.

3. Information sur l'espèce

Les renseignements sur l'espèce énoncés ci-dessous complètent le contenu de l'évaluation du COSEPAC (COSEPAC 2008) et du plan de gestion (MPO 2009a) susmentionnés. Pourplus d'information, le lecteur est invité à consulter ces documents.

3.1 Description de l'espèce

Les épaulards constituent le plus grand membre de la famille des dauphins (*delphinidés*) et, avec leur grande nageoire dorsale et leur robe blanche et noire au dessin caractéristique, l'une des espèces marines les plus largement reconnues. À maturité, les mâles sont plus grands et plus lourds que les femelles, leur nageoire dorsale plus droite, leurs nageoires pectorales et la pointe de leur queue plus grandes. Pour un néophyte, il est difficile de faire la distinction entre les trois « écotypes » sympatriques d'épaulards présents dans les eaux canadiennes du Pacifique : les épaulards résidents, les épaulards migrateurs (aussi appelés épaulards de Bigg) et les épaulards du large (aussi appelés épaulards hauturiers). Les épaulards du large tendent à être de plus petite taille, et leur nageoire dorsale présente plus d'entailles et d'encoches que celle des deux autres écotypes (Ford et al. 2000; Dahlheim et al. 2008). Ils sont socialement, acoustiquement et génétiquement distincts des épaulards résidents et migrateurs (Bigg et al. 1990; Ford 1991; Morin et al. 2010). La composition du régime alimentaire des épaulards du large n'est pas complètement connue à l'heure actuelle, mais elle diffère aussi de celle des épaulards résidents et migrateurs, qui sont respectivement des spécialistes des poissons et des mammifères. On pense que l'espèce se nourrit de poissons, et en particulier de requins (Dahlheim et al. 2008; Ford J., et al. 2011; Ford et al. 2014). Les épaulards du large ont une structure sociale matrilinéaire semblable à celle des épaulards résidents et migrateurs, mais ils présentent un degré élevé de grégarisme qui se manifeste par une grande sociabilité entre tous les membres de la population (Ford et al. 2014). Le plus souvent, ils vivent en grands groupes comptant de 50 à plus de 100 individus.

3.2 Population et répartition

Les épaulards du large sont considérés comme étant le type d'épaulards ayant la plus vaste aire de répartition dans le nord-est de l'océan Pacifique (Dahlheim et al. 2008; Ford et al. 2014). Les individus repérés en Colombie-Britannique ont également été observés de la mer de Béring au sud de la Californie (figure 1). Les données sur la génétique et les échouements indiquent que l'aire de répartition de la population s'étend probablement jusqu'aux eaux mexicaines également (Guerrero-Ruiz et al. 2006; Morin et al. 2006; Morin et al. 2010). L'étendue réelle de leur aire de répartition par rapport à la côte est actuellement inconnue, mais il semble qu'elle aille au moins des eaux côtières au bord du plateau continental. La population est connue sous le nom d'« épaulards du large » en raison de l'emplacement de son aire de répartition par rapport aux eaux côtières. Contrairement aux épaulards résidents et migrateurs, les épaulards du large sont rarement présents dans les eaux côtières; on considère donc qu'ils passent la majeure partie de leur temps dans les eaux plus pélagiques ou sur le bord du plateau continental (Ford et al. 2014). 2014).

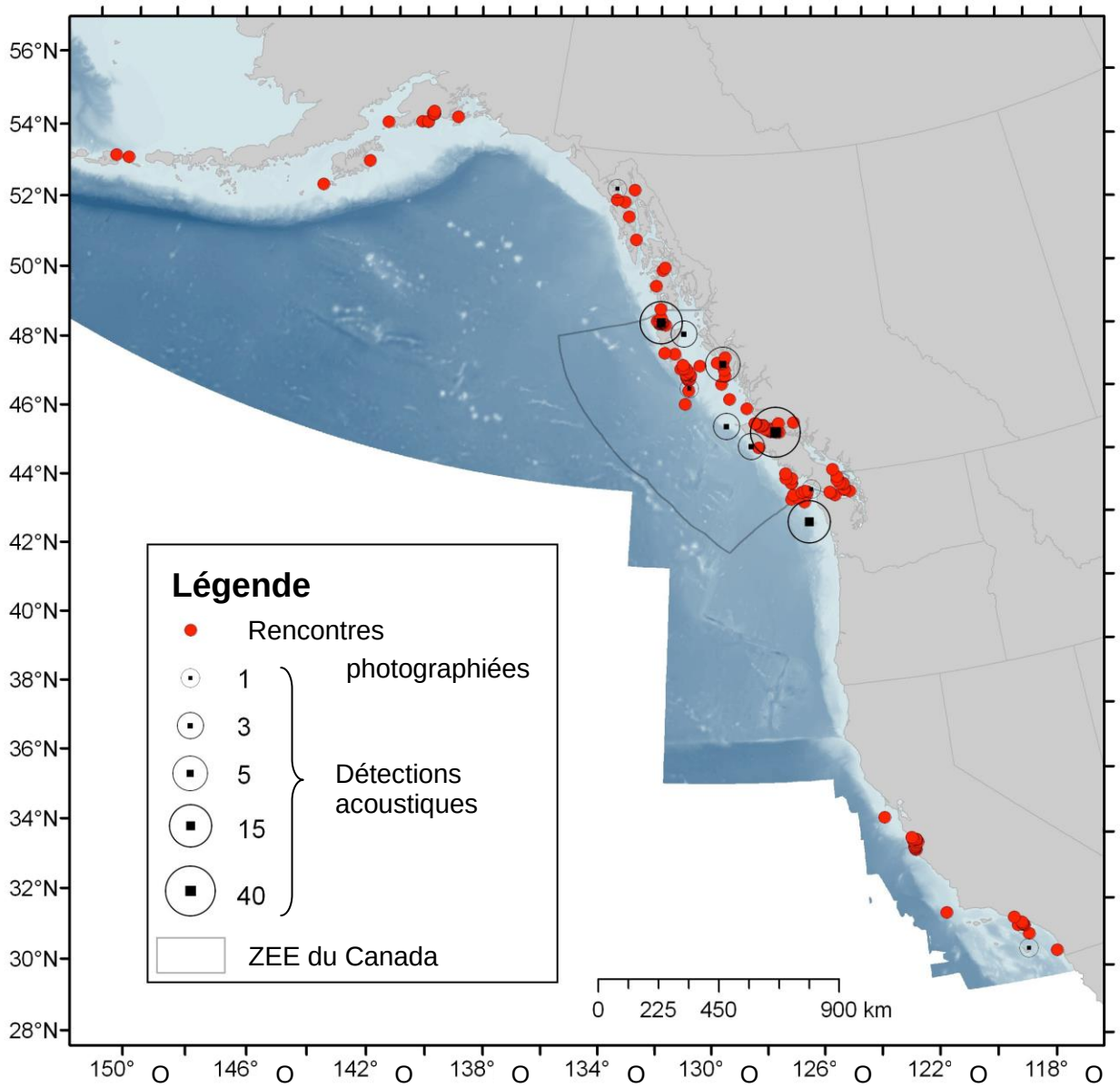

Figure 1. Répartition des rencontres avec les épaulards du large (points rouges) entre 1988 et 2012, et nombre total de jours où les épaulards du large ont été détectés par voie acoustique sur des sites de surveillance fixes (carrés entourés de cercles) entre 2006 et 2012. Rencontres (n=157) et détections (n=83) telles qu'elles ont été documentées par le Programme de recherche sur les cétacés de Pêches et Océans Canada et les collaborateurs américains. La zone économique exclusive du Canada est présentée en gris. Les différentes profondeurs de l'eau sont représentées par des teintes de bleu, tandis que le plateau continental et les monts sous-marins sont plus clairs (tiré de Ford et al. 2014).

En date de 2014, les épaulards du large ont été photographiés et ont fait l'objet de documentations acoustiques à 172 reprises dans les eaux canadiennes du Pacifique et à environ 240 reprises dans toute leur aire de répartition connue (Ford et al. 2014). Les épaulards du large ayant été observés pour la première fois dans les eaux canadiennes en 1988, soit près de 15 ans après le début de l'étude sur les épaulards en Colombie-Britannique, l'apparition de

cet écotype dans les eaux côtières de la Colombie-Britannique semble être un phénomène relativement récent (Ford et al. 1992; Heise et al. 1993). En particulier, leur première visite dans les eaux situées à l'intérieur de l'île de Vancouver a été observée en 1992 (Ford et al. 2014). Même si l'on pense que leur présence apparemment récente dans les eaux côtières peut refléter un changement associé aux conditions océanographiques ou à la répartition des proies, les données sont également confondues avec les efforts de relevé et l'intérêt public qui augmentent progressivement.

Les épaulards du large sont rarement observés, mais lorsqu'ils le sont, ils se trouvent généralement dans de grands groupes répartis dans de vastes zones, souvent dans des mers ouvertes et des conditions défavorables. Ces défis logistiques signifient que, contrairement à d'autres populations d'épaulards des eaux canadiennes du Pacifique, la taille de la population ne peut être dénombrée par des méthodes traditionnelles, comme le comptage annuel, aux fins de surveillance de l'abondance et de la démographie. Au lieu de cela, la taille de la population des épaulards du large doit être estimée à l'aide de techniques de marquage-recapture photographiques. En 2013, l'abondance de la population des épaulards du large a été estimée à environ 300 animaux (fourchette de 257 à 373); la tendance de la population semble stable, avec apparemment un taux de survie élevé et un taux de mortalité relativement faible (Ford et al. 2014).

3.3 Besoins de l'épaulard du large

Le COSEPAC a déterminé que la petite taille des cohortes d'épaulards du large ayant atteint la maturité reproductive constituait l'un des principaux facteurs nuisant à la survie et au rétablissement de la population. Les menaces posées par les concentrations élevées de contaminants, les perturbations acoustiques et physiques et les éventuels déversements d'hydrocarbure ont également été traitées comme des préoccupations relatives au bien-être de la population. Certains de ces facteurs sont décrits en détail ici, tandis que d'autres sont présentés dans la section 4.2 du présent programme de rétablissement.

3.3.1 Besoins alimentaires

Bien que de nombreuses incertitudes subsistent au sujet de l'alimentation des épaulards du large, ils semblent consommer principalement des poissons. De toutes les observations dans la nature, les études portant sur le comportement acoustique, la dentition et la toxicologie, les échantillonnages de l'estomac lors des autopsies, ainsi que les analyses génétiques des proies, il ressort nettement que cette espèce a un régime alimentaire à base de poisson, avec une spécialisation pour les poissons à grande longévité comme les requins (Herman et al. 2005; Krahn et al. 2007; Dahlheim et al. 2008; Ford J., et al. 2011; Ford et al. 2014). En Colombie-Britannique, on sait que les épaulards du large chassent la laimargue du Pacifique (*Somniosus pacificus*), le requin bleu (*Prionace glauca*), l'aiguillat commun du Pacifique Nord (*Squalus suckleyi*), le saumon quinnat (*Oncorhynchus tshawytscha*) et le flétan du Pacifique (*Hippoglossus stenolepis*) (Ford J. et al. 2011; Ford et al. 2014). La composition exacte du régime alimentaire des épaulards du large est inconnue à l'heure actuelle, mais il est évident que les requins en représentent une grande partie. Ces espèces constituent de précieuses sources de lipides riches en calories qui sont un élément important des régimes alimentaires de nombreuses populations d'épaulards.

Les épaulards ont des besoins métaboliques élevés, non seulement en raison des conséquences physiologiques de leur taille, mais également en raison de leurs vastes

déplacements (Williams et al. 2004). Il a été estimé qu'un épaulard résident mâle adulte type – une espèce consommatrice de poissons, comme l'épaulard du large – peut avoir besoin d'environ 254 000 kilocalories[3] chaque jour, soit environ 23 saumons quinnat (Ford et al. 2010). Cette exigence énergétique équivaut à peu près à la consommation de trois foies de laimargue du Pacifique, ce qui semble être une importante source de nourriture pour les épaulards du large (Ford J. et al. 2011).

Les épaulards du large ont besoin d'une abondance stable d'espèces de proies disponibles et de qualité adéquate (p. ex. à partir d'un environnement à faible teneur en contaminants), afin de répondre aux besoins alimentaires de la population. La baisse de l'abondance des proies pourrait se traduire par une réduction des taux de survie et de productivité de la population.

3.3.2 Besoins acoustiques

L'acoustique constitue une grande composante du milieu physique des épaulards, qui agit comme un important mécanisme sur le plan culturel, social et de la quête de nourriture. Fondamentalement, l'environnement acoustique des épaulards est important pour la navigation et la recherche de nourriture. Grâce à l'utilisation de l'écholocalisation (également connue sous le nom de biosonar) et de l'écoute passive, les épaulards détectent et chassent leurs proies. Ils peuvent utiliser ces capacités pour cartographier leur environnement physique immédiat (Bain et Dahlheim 1994; Bain 1995; Barrett-Lennard et al. 1996). Les épaulards du large semblent avoir des clics d'écholocalisation de fréquence légèrement plus basse que ceux des épaulards résidents sympatriques (Programme de recherche sur les cétacés du MPO, données non publiées). À l'heure actuelle, on ne sait pas à quoi est due cette différence; les hypothèses sont qu'il s'agit du résultat de la présence habituelle de l'épaulard du large dans les eaux plus profondes que celles où vit l'épaulard résident, ou du résultat des préférences différentes en matière de proies (Ford, comm. pers. 2013).

La communication au sein d'une population d'épaulards représente une question acoustique plus complexe, essentielle à la structure sociale, à la survie et à la productivité de chaque population. Les trois écotypes d'épaulards qui se trouvent en Colombie-Britannique ont chacun des répertoires de cris distincts (Ford et Fisher 1982; Bigg et al. 1990; Ford 1991; Ford et Ellis 2014). Les épaulards du large semblent avoir un grand répertoire acoustique et vocalisent beaucoup, selon les observations effectuées. Leur comportement acoustique est comparable à celui des épaulards résidents (Programme de recherche sur les cétacés du MPO, données non publiées). Chez les épaulards résidents, la transmission culturelle de cris propres au groupe de génération en génération conduit à un système de dialectes qui reflètent la filiation génétique. Ces dialectes semblent constituer un mécanisme d'évitement de la consanguinité (Barrett-Lennard 2000; Barrett-Lennard et Ellis 2001). Les analyses préliminaires semblent indiquer qu'il se peut que les épaulards du large aient un certain degré de cris propres au groupe qui pourrait éventuellement avoir la même fonction (Programme de recherche sur les cétacés du MPO, données non publiées).

À tout le moins, les épaulards du large ont besoin d'un milieu marin leur permettant de transmettre et de recevoir suffisamment de sons pour communiquer, exploiter les ressources en proies et se reproduire efficacement.

[3] Une kilocalorie est une unité thermochimique équivalant à une calorie nutritionnelle humaine.

3.3.3 Taille de la population et diversité génétique

On pense qu'en raison de leur potentiel de reproduction naturellement faible et de la faiblesse générale de leur diversité génétique, les épaulards ont tendance à avoir de petites populations isolées les unes des autres sur le plan social et reproductif, même entre espèces sympatriques (Barrett-Lennard 2000). En théorie, cette caractéristique n'est pas un obstacle au rétablissement, à condition que la population présente une diversité génétique adéquate et un nombre suffisant d'individus en âge de se reproduire. On estime que la population d'épaulards du large compte environ 130 individus en âge de se reproduire (Programme de recherche sur les cétacés du MPO, données non publiées; voir la note 1 au bas de la page V). Des analyses génétiques préliminaires donnent à penser que la population est diversifiée sur le plan génétique, tout comme les populations d'épaulards résidents du nord et du sud combinées (Morin et al. 2010). Les épaulards du large semblent avoir une diversité génétique relativement élevée, ce qui pourrait refléter une taille de population autrefois plus grande ou un flux génétique antérieur avec les populations adjacentes (Morin, comm. pers. 2014). Cela peut également signifier que la consanguinité n'est pas une préoccupation importante au sein de cette population dans la mesure où le nombre d'individus matures en âge de se reproduire est suffisant.

La continuité de la petite population d'épaulards du large nécessite que la portion de la population en âge de se reproduire subisse un faible taux de mortalité et qu'elle présente un taux élevé de recrutement pour les générations futures. Le maintien de la diversité génétique est impératif, dans la mesure du possible, afin d'éviter que des goulots d'étranglement génétiques entravent le rétablissement de la population.

3.3.4 Aire de répartition continue

Comme il a été mentionné précédemment, les épaulards du large des eaux de la Colombie-Britannique sont les épaulards dont l'aire de répartition est la plus vaste. D'après les nombreuses identifications d'individus à l'aide de photographies et les preuves génétiques des épaulards du large couvrant les eaux de trois pays, cette population semble être très mobile, passant la majeure partie de son temps dans les eaux libres, au large des côtes. Cette tendance à se déplacer dans les eaux libres peut rendre les épaulards du large vulnérables au piégeage naturel et à l'échouement massif lorsqu'ils se déplacent plus près de la côte ou dans des eaux confinées et inhabituelles. L'augmentation de leurs visites dans les eaux côtières, constatée au cours des récentes années, pourrait accroître l'exposition de la population à une activité humaine de plus en plus concentrée, ainsi qu'aux perturbations et risques connexes. Lorsqu'ils sont présents dans les eaux côtières, les épaulards du large y restent souvent pendant de longues périodes et gravitent à l'embouchure des bras de mer (Ford et al. 2014). On ne sait pas si cela est dû à une désorientation ou à une confusion, ou s'il s'agit d'actions déterminées, telles que l'exploitation d'accumulations de proies. Tout obstacle à leur passage dans ces types de voies navigables, quelle qu'en soit la nature, pourrait leur nuire.

Les épaulards du large ont besoin, à tout le moins, de pouvoir utiliser les eaux du plateau continental sans obstacle ni élément dissuasif et d'avoir accès aux eaux côtières protégées ainsi qu'aux eaux sous compétence étrangère.

4. Menaces

4.1 Évaluation des menaces

Tableau 1. Tableau de l'évaluation des menaces

Catégorie	Menace	Niveau de préoccupation[4]	Étendue[5]	Occurrence[6]	Fréquence[7]	Gravité[8]	Certitude causale[9]
Menaces anthropiques : Disponibilité des proies	**Baisse de l'abondance des proies**	Élevé	Généralisée	Inconnue	Inconnue	Élevée	Élevée
Menaces anthropiques : Contaminants de l'environnement	**Exposition aux contaminants par l'intermédiaire des proies**	Élevé	Généralisée	Historique, actuelle et prévue (selon le contaminant)	Continue	Élevée	Moyenne

[4] Le « niveau de préoccupation » signifie que la gestion de la menace présente un niveau de préoccupation élevé, moyen ou faible pour le rétablissement des espèces, conformément aux objectifs relatifs à la population et à la répartition. Ce critère tient compte de l'évaluation de toute l'information contenue dans le tableau.
[5] L'« étendue » déterminée pour chaque menace, restriction ou vulnérabilité est prise en compte dans l'aire de répartition de l'espèce.
[6] « Historique » signifie que la menace a ou peut avoir *touché la population* par le passé, mais n'a pas nécessairement contribué à son déclin; « Imminente » signifie que l'on s'attend à ce que la menace touche très prochainement l'espèce, tandis que « Prévue » signifie que la menace pourrait toucher la population à l'avenir.
[7] Récurrente : signifie que la menace réapparaît de temps à autre, mais pas de façon annuelle ou saisonnière.
[8] Gravité : représente les effets du côté de la population (élevée : effets très importants; moyenne; faible; inconnue).
[9] Certitude causale : représente les preuves connues à l'égard de la menace (élevée : les preuves disponibles établissent un lien solide entre la menace et le risque à l'égard de la viabilité de la population; moyenne : il existe un lien entre la menace et la viabilité de la population, p. ex., l'opinion des spécialistes; faible : la menace est supposée ou possible).

Catégorie	Menace	Niveau de préoccupation[4]	Étendue[5]	Occurrence[6]	Fréquence[7]	Gravité[8]	Certitude causale[9]
Menaces anthropiques : Contaminants de l'environnement	**Déversements de substances nocives pour l'environnement marin**	Élevé	Localisée	Historique, actuelle, imminente et prévue	Récurrente	Élevée	Élevée
Menaces anthropiques : Perturbations acoustiques	**Perturbations acoustiques (aiguës)**	Élevée	Localisée	Historique, actuelle, imminente et prévue	Récurrente	Élevée	Moyenne
Menaces anthropiques : Perturbations acoustiques	**Perturbations acoustiques (chroniques)**	Moyen	Généralisée (haute intensité localisée, p. ex. dans le détroit de Juan de Fuca)	Actuelle, imminente et prévue	Continue	Élevée	Faible
Menaces anthropiques : Perturbations physiques	**Perturbations physiques**	Moyen	Localisée	Actuelle, imminente et prévue	Récurrente	Faible	Faible
Menaces anthropiques : Perturbations physiques	**Interactions avec la pêche commerciale et l'aquaculture**	Faible	Localisée	Inconnue	Inconnue	Inconnue (mais potentiellement élevée)	Faible
Menaces anthropiques : Perturbations physiques	**Mise à mort directe**	Faible	Localisée	Historique et inconnue à l'avenir	Inconnue	Élevée	Faible
Menaces anthropiques : Changement climatique	**Conditions océanographiques changeantes**	Incertain	Généralisée	Prévue	Inconnue	Inconnue	Faible

Catégorie	Menace	Niveau de préoccupation[4]	Étendue[5]	Occurrence[6]	Fréquence[7]	Gravité[8]	Certitude causale[9]
Menaces anthropiques : Changement climatique	**Changements dans la propagation acoustique**	Incertain	Généralisée	Prévue	Inconnue	Inconnue	Moyenne
Menaces anthropiques : Changement climatique	**Changement de la répartition des proies**	Incertain	Généralisée	Prévue	Inconnue	Inconnue	Moyenne
Restrictions et vulnérabilités naturelles[10]	**Agents pathogènes**	Incertain	Généralisée	Inconnue	Inconnue	Élevée	Élevée
Restrictions et vulnérabilités naturelles	**Préférences alimentaires fixes qui font diminuer la quantité de proies naturelles**	S.O.[11]	Généralisée	Inconnue	Inconnue	Élevée	Moyenne
Restrictions et vulnérabilités naturelles	**Dépression consanguine**	S.O.	Généralisée	Inconnue	Inconnue	Élevée	Moyenne
Restrictions et vulnérabilités naturelles	**Usure de la dentition**	S.O.	Généralisée	Inconnue	Continue	Inconnue (mais potentiellement élevée)	Faible
Restrictions et vulnérabilités naturelles[12]	**Échouement massif ou piégeage**	S.O.	Localisée	Historique et inconnue à	Récurrente	Élevée	Élevée

[10] Les restrictions et vulnérabilités naturelles présentées dans le présent document sont celles qui sont exacerbées par les activités anthropiques qui, si elles ont lieu, auront un effet à l'échelle des populations.
[11] « S.O. » dans cette colonne signifie que le niveau de préoccupation ne s'applique pas, étant donné que la gestion de ces vulnérabilités particulière n'est pas faisable (c.-à-d. qu'il s'agit de processus naturels sur lesquels les humains ne peuvent pas avoir d'influence directe).

Catégorie	Menace	Niveau de préoccupation[4]	Étendue[5]	Occurrence[6]	Fréquence[7]	Gravité[8]	Certitude causale[9]
	naturel			l'avenir			

[12] Les restrictions et vulnérabilités naturelles présentées dans le présent document sont celles qui sont exacerbées par les activités anthropiques qui, si elles ont lieu, auront un effet à l'échelle des populations.

4.2 Description des menaces

En raison de la petite taille de la population et des grands regroupements d'épaulards du large, au moins le tiers de l'ensemble de la population connue peut être présent à un moment et à un emplacement donnés (Ford et al. 2014). Ce comportement de regroupement rend cette population particulièrement vulnérable aux événements stochastiques, comme les déversements de pétrole, les bruits aigus et les maladies infectieuses, qui peuvent causer des effets à l'échelle de la population. Une telle perturbation risque de réduire considérablement la taille de la population ou d'en modifier la composition démographique si un groupe important d'individus en âge de se reproduire est perdu. Bien que le comportement de regroupement puisse réduire la probabilité que les épaulards du large subissent des événements stochastiques, il accroît également considérablement la probabilité de conséquences à l'échelle de la population si un grand groupe de la population est touché par un événement stochastique. Comme il existe peu de recherches portant sur bon nombre des menaces évoquées ci-dessous pour les épaulards du large, dans de nombreux cas, le poids des données probantes tirées de recherches effectuées sur d'autres espèces de cétacés est utilisé.

4.2.1 Menaces anthropiques

Disponibilité des proies

Baisse de l'abondance des proies

En tant que prédateurs dominants, les épaulards sont limités par les forces « ascendantes », c'est-à-dire qu'ils sont finalement contraints par la disponibilité de leurs proies favorites, ce qui rend la réduction de la disponibilité des proies et les changements de la composition du régime alimentaire préoccupants, comme cela a été clairement démontré pour la population d'épaulards résidents sympatriques. Parmi les cinq espèces de proies des épaulards du large confirmées dans les eaux canadiennes du Pacifique, l'aiguillat commun du Pacifique Nord, le saumon quinnat et le flétan du Pacifique font l'objet de pêches gérées activement dans ces eaux. Cette compétition directe de la pêche peut potentiellement réduire l'abondance des proies disponibles pour la population d'épaulards du large.

Parmi les trois espèces de requins connues pour être consommées par les épaulards du large dans les eaux canadiennes, seul l'aiguillat commun est surveillé et géré uniquement par le MPO. Cette espèce est considérée comme étant relativement abondante dans les eaux canadiennes du Pacifique; toutefois, elle a été désignée comme espèce préoccupante par le COSEPAC (COSEPAC 2011). Les dernières évaluations des deux stocks d'aiguillat commun reconnus dans les eaux canadiennes du Pacifique montrent que l'abondance relative de ces stocks est stable (King et McFarlane 2009; Wallace et al. 2009; MPO 2010). Plus particulièrement, le « stock extérieur » (eaux du plateau continental sauf le détroit de Georgie) qui est susceptible d'être consommé par des épaulards du large est sain, et la pression de la pêche est jugée faible relativement à la taille estimée de la population (Wallace et al. 2009).

Le saumon quinnat fait l'objet d'une pêche gérée conjointement par le Canada et les États-Unis. L'abondance actuelle du saumon quinnat dans le nord-est de l'océan Pacifique est nettement inférieure aux niveaux historiques, et des changements ont été observés dans de nombreuses populations, avec des adultes plus jeunes et de plus petite taille (Myers 2011). De 1979 à 2012, les tendances de l'abondance totale de saumon quinnat le long de la côte ouest, de la

Colombie-Britannique à la Californie, ont démontré une diminution globale d'environ 16 % (Kope et Parken 2011). À l'heure actuelle, neuf unités évolutionnaires significatives des États de Washington, de l'Oregon et de la Californie sont considérées comme des espèces menacées ou préoccupantes en vertu de la Endangered Species Act des États-Unis (Ford et al. 2011a; Williams, M., T., et al. 2011). En Colombie-Britannique, la population de l'Okanagan a été désignée par le COSEPAC (2006b) comme une espèce menacée, mais elle n'a finalement pas été inscrite en vertu de la LEP.

La troisième pêche active interagissant avec les intérêts des épaulards du large pour les proies concerne le flétan du Pacifique, qui est réglementé et géré par la Commission internationale du flétan du Pacifique. Le flétan du Pacifique présente un retard de maturité, mais une fécondité élevée, ce qui fait qu'il est modérément résilient face à la pression exercée par la pêche (Schmitt et Skud 1978). Les évaluations des stocks des dix dernières années donnent à penser que la population a continuellement été en déclin en raison de la baisse de la taille selon l'âge et du faible taux de recrutement, avec une biomasse exploitable dont le déclin a été estimé à environ 50 % dans les années 2000 (Hare 2010). Grâce aux limites de prises établies en réponse à ce déclin, les plus récentes évaluations et projections indiquent que le déclin de la population a ralenti et que la trajectoire du stock est relativement stable actuellement (Stewart et al. 2013). Cette espèce n'a pas été évaluée par le COSEPAC, l'IUCN, ou en vertu de la Endangered Species Act des États-Unis.

La plus grande incertitude concernant les autres espèces connues de proies des épaulards du large réside peut-être dans le manque de connaissances relatif à leur abondance historique et actuelle et dans l'absence d'évaluations. Ni la laimargue du Pacifique ni le requin bleu ne sont visés par des pêches dirigées dans les eaux canadiennes du Pacifique, mais les prises accessoires de ces espèces par la pêche au chalut ou à la palangre sont surveillées par le MPO. La laimargue du Pacifique est une espèce relativement courante dans le Pacifique Nord, mais aucune estimation de la biomasse ou des tendances n'existe pour les eaux canadiennes du Pacifique, et l'espèce demeure non évaluée par le COSEPAC (Ebert et al. 2009). Il n'y a pas non plus d'estimations de la biomasse ou des tendances dans les eaux canadiennes du Pacifique pour le requin bleu, bien que les récentes évaluations américaines suggèrent que les niveaux actuels de la population du Pacifique Nord sont comparables à ceux d'il y a 40 ans et que l'espèce est bien moins pêchée que son rendement maximal soutenu (Kleiber et al. 2009). Le requin bleu est considéré comme étant « régulièrement présent » dans les eaux canadiennes du Pacifique, avec un faible taux de prélèvement par prises accessoires, et les données le concernant sont considérées comme insuffisantes par le COSEPAC (2006a). Bien que ces deux espèces ne soient pas activement gérées, le Canada est l'un des pays signataires du Plan d'action international pour la conservation et la gestion des requins de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (1994), mis en œuvre par l'intermédiaire du Plan d'action national pour la conservation et la gestion des requins (MPO 2007a).

En raison des lacunes en matière de connaissances et d'évaluations des populations fondamentales d'espèces de proies clés des épaulards du large, les changements dans l'abondance et la disponibilité des proies pourraient passer inaperçus, ce qui pourrait nuire à la population d'épaulards du large si ces changements sont nocifs. Toutefois, il n'y a pas de données indiquant que l'abondance des trois espèces de requins prédominantes dans le régime alimentaire des épaulards du large ait baissé au cours des dernières années ou qu'elle soit susceptible de baisser dans un avenir prévisible.

Cela dit, la composition complète du régime alimentaire des épaulards du large est actuellement inconnue. Il y a une forte possibilité que d'autres proies importantes pour les épaulards du large ne soient pas encore connues et que des variations de la disponibilité de ces importantes proies supplémentaires puissent avoir d'importantes répercussions sur la population d'épaulards du large. Compte tenu de l'apparente préférence des épaulards du large pour les grands requins comme proies, les requins-pèlerins (*Cetorhinus maximus*) ont peut-être constitué par le passé une proie importante; le déclin marqué des requins-pèlerins dans les eaux canadiennes du Pacifique (MPO 2009b) pourrait avoir eu une incidence sur la population d'épaulards du large.

Contaminants de l'environnement

Exposition aux contaminants par l'intermédiaire des proies

La population d'épaulards du large est touchée par la qualité de ses proies. En raison de la longue espérance de vie et du niveau trophique élevé de la plupart de leurs proies, les épaulards du large sont probablement exposés à de grandes concentrations de contaminants bioaccumulés. Ces contaminants peuvent prendre la forme de substances bioaccumulables persistantes, de métaux lourds ou de polluants biologiques, anciens ou nouveaux. La consommation de proies contenant des substances nocives soulève des préoccupations relatives aux répercussions néfastes sur la santé des épaulards du large.

a) Anciens et nouveaux contaminants

Les contaminants existants sont ceux qui sont en grande partie abandonnés et souvent interdits sur le marché, mais qui demeurent présents dans l'environnement (p. ex. insecticide dichlorodiphényltrichloroéthane [DDT]; biphényles polychlorés [BPC]). Les contaminants émergents sont les substances nocives ayant des propriétés semblables à celles des contaminants existants, mais qui sont toujours utilisées et qui ne sont ni réglementées ni retirées du marché (p. ex. ppolybromodiphényléthers [PBDE]). Ces contaminants, considérés comme des toxines bioaccumulables persistantes (TBP) ou des polluants organiques persistants (POP), sont persistants, toxiques et bioaccumulables. Ils rendent les organismes de haut niveau trophique à longue espérance de vie, comme les épaulards, particulièrement vulnérables à une importante contamination et aux risques liés à la santé (Grant et Ross 2002). Ayant une fonction de perturbation endocrinienne et agissant comme « imitateurs endocriniens », il a été démontré que ces contaminants ont des effets néfastes, chroniques et à action lente, sur la croissance, le développement et la fonction immunitaire des individus, entraînant ainsi une diminution de la capacité de reproduction, et une augmentation de l'incidence des maladies, des anomalies squelettiques et des troubles neurologiques (Reijnders 1986, 1994; Ross et al. 2000; Darnerud 2003; Hall et al. 2003; Mos et al. 2006; Ross 2006; Tabuchi et al. 2006).

Il a été démontré que les épaulards du large présentent des concentrations élevées de contaminants anciens et nouveaux. Bien que les épaulards du large soient connus pour avoir un régime alimentaire à base de poissons, les concentrations de BPC des épaulards du large sont plus comparables à celles des épaulards migrateurs qui se nourrissent de mammifères qu'à celles des épaulards résidents qui se nourrissent de poissons (Herman et al. 2005; Krahn et al. 2007). Cela est probablement attribuable au régime alimentaire distinct des épaulards du large, spécialisé dans les poissons vivant plus longtemps, comme les requins, qui ont des concentrations plus élevées de substances bioaccumulables. Les épaulards du large présentent également des concentrations nettement plus élevées de DDT et d'EDP par rapport aux

épaulards résidents et migrateurs (Herman et al. 2005; Krahn et al. 2007). Un rapport BPC/DDT élevé a été constaté dans les épaulards du large, ce qui est caractéristique des eaux et des sédiments au large de la côte californienne, où le DDT comprend une partie plus importante de contaminants et où les proies peuvent être exposées à des concentrations élevées de contaminants par rapport aux eaux des latitudes plus élevées (Brown et al. 1998); ce rapport caractéristique partagé est considéré comme une indication que les épaulards du large sont souvent présents au large de la Californie (Herman et al. 2005; Krahn et al. 2007). Ces substances persistantes proviennent de nombreuses sources, souvent de ruissellements urbains et agricoles le long de la côte ouest de l'Amérique du Nord. Les eaux de ruissellement provenant de zones urbaines sont particulièrement inquiétantes en Californie (Krahn et al. 2007), où les populations sont régulièrement observées en hiver, souvent près des grands centres urbains (p. ex. San Francisco, Monterey Bay, Santa Barbara, Los Angeles).

b) Métaux lourds

Il n'existe actuellement aucune information sur les concentrations de métaux lourds, comme le plomb, le mercure et le cadmium, chez les épaulards qui occupent le nord-est de l'océan Pacifique. Très peu d'information existe sur les niveaux de métaux lourds présents dans les cétacés en général (Endo et al. 2003) et, même s'il y a peu de données disponibles au sujet des effets sur les mammifères marins, on soupçonne que les métaux lourds peuvent provoquer une réponse immunitaire insuffisante chez les bélugas (*Delphinapterus leucas*) de la population de l'estuaire du fleuve Saint-Laurent (De Guise et al. 1996). Comme les contaminants décrits précédemment, les métaux lourds sont souvent rejetés dans le milieu marin à partir du ruissellement urbain et sont bioaccumulables de nature. Ce comportement bioaccumulable donne à penser qu'un prédateur de haut niveau trophique comme l'épaulard du large reçoit des quantités importantes de métaux lourds de ses proies, en particulier des poissons à grande longévité comme les requins.

Ce qui est le plus préoccupant, c'est que les épaulards du large semblent cibler le foie d'au moins une de leurs proies préférées, la laimargue du Pacifique. Le foie constitue un repas riche en lipides, mais également un réservoir de métaux lourds. Les trois espèces de requins connues pour être consommées par les épaulards du large ont une teneur élevée en mercure (Forrester et al. 1972; Branco et al. 2004; McMeans et al. 2007), ce qui est susceptible d'augmenter la gravité de la consommation et l'accumulation de métaux lourds chez les épaulards du large.

On pense que les épaulards ont développé la capacité de détoxifier les métaux lourds comme le mercure (Martoja et Berry 1980); cependant, on ignore si la fonction de détoxication des épaulards du large est suffisamment efficace pour gérer leur apparente préférence alimentaire pour le foie de proies de niveau trophique intermédiaire à élevé et leur exposition à un environnement dont la teneur en contaminants est élevée. Contrairement aux anciens et nouveaux contaminants, seule une faible quantité de métaux lourds est transmise aux petits de l'épaulard par le placenta ou l'ingestion de lait (Endo et al. 2006, 2007).

c) Polluants biologiques

La troisième catégorie de contaminants véhiculés par les proies chez les épaulards concerne les polluants biologiques. Ces polluants se composent de composés d'origine naturelle, dont l'amplification dans l'environnement en raison des activités humaines produit souvent des effets nocifs sur la faune. Les polluants biologiques peuvent être introduits directement dans le milieu marin par l'intermédiaire des eaux de ruissellement d'origine urbaine et agricole (p. ex.

hormones, antibiotiques) ou peuvent être générés par la charge en éléments nutritifs de ces apports anthropiques (p. ex., proliférations d'algues toxiques).

fLes composés pharmaceutiques (p. ex. régulateurs hormonaux, antibiotiques) peuvent agir comme imitateurs et perturbateurs endocriniens, qui ont des effets néfastes sur le développement des organes, les fonctions immunitaires et la maturation sexuelle des animaux et sont parfois source de cancer et de malformations (Slater et al. 1995; Liney et al. 2006; Vajda et al. 2008; Bjerregaard 2012). Ces composés se rendent dans l'environnement marin par l'intermédiaire des usines de traitement des eaux usées, des fosses septiques, du ruissellement agricole et du lessivage. Bien que la bioaccumulation des hormones naturelles et synthétiques ait été observée chez les vertébrés marins, la bioaccumulation et les effets de ces composés n'ont pas été testés sur des animaux aquatiques de niveau trophique plus élevé que les poissons (Lai et al. 2002; Nagpal et Meays 2009). La concentration de ces composés et leurs effets sur les cétacés ont été relativement peu étudiés et sont complètement inconnus pour les épaulards.

Les proliférations d'algues nuisibles produisent périodiquement de fortes densités d'algues sécrétant des toxines. Bien que ces proliférations soient présentes naturellement, les activités anthropiques contribuent à la prolifération d'algues nuisibles par le biais de la charge en éléments nutritifs (Anderson et al. 2002), le transport et l'introduction accidentelle d'espèces nuisibles (Hallegraeff 1998), la surpêche (Eriksson et al. 2009) ainsi que les changements climatiques (Van Dolah 2005; Hallegraeff 2010). Contrairement aux contaminants présentés préalablement, les toxines d'algues agissent rapidement et de manière puissante. Bien que les mammifères marins puissent souffrir de l'exposition à des toxines provenant des algues directement par la respiration, les proies agissent le plus souvent comme vecteurs de ces toxines qui peuvent s'accumuler dans les tissus des espèces qui les consomment et qui s'amplifient le long de la chaîne alimentaire. Si les proliférations d'algues nuisibles ont été associées aux taux élevés de mortalité et à l'inhibition de la reproduction de certains mammifères marins (Durbin et al. 2002; Van Dolah 2005), la mort d'aucun épaulard n'a été attribuée directement aux toxines d'algues.

Les niveaux de métaux lourds sont modérément documentés pour les espèces de requin chassées par les épaulards du large, mais les niveaux de contaminants, anciens et nouveaux, et de polluants biologiques chez ces espèces de proies sont relativement inconnus. On ignore si le niveau élevé de toxicité observé dans les tissus des épaulards du large constitue actuellement une limite pour la population ou s'il aura un effet à l'avenir. Il reste la possibilité que les niveaux de contaminants puissent avoir un effet différé sur la population. L'abondance des sources anthropiques de contaminants dans les zones fréquentées par les épaulards du large fait ressortir la pertinence de cette menace pour cette population.

Déversements de substances nocives pour l'environnement marin

Les déversements de substances nocives pour l'environnement marin constituent une importante source de préoccupations pour les épaulards de Colombie-Britannique. À l'heure actuelle, rien n'indique que les épaulards peuvent détecter et éviter les déversements. Étant donné qu'ils n'ont pas d'odorat, il est peu probable qu'ils perçoivent un déversement lorsqu'ils nagent dedans. Il a été observé qu'ils ne cherchent apparemment pas à éviter les déversements et que l'inhalation de vapeurs pourrait entraîner leur mortalité directe. Le meilleur exemple que l'ont peut citer est le déversement de pétrole de l'Exxon Valdez en 1989 dans le golfe du Prince William, en Alaska, dans lequel des groupes d'épaulards résidents et migrateurs

de l'Alaska ont été observés en train de nager, et après lequel un nombre de décès sans précédent s'est produit au sein de ces populations (Matkin et al. 1998, 1999, 2008, 2012).

Les déversements de substances dangereuses pour l'environnement marin constituent non seulement une source de mortalité directe pour certains animaux à cause de l'adhérence, de l'inhalation et des effets mutagènes et cancérigènes (Samanta et al. 2002), ainsi que des perturbations physiologiques et endocriniennes (Bilbao et al. 2010), mais elles ont aussi des répercussions indirectes potentielles en raison de la dégradation de l'habitat et des proies des épaulards. La pollution par les hydrocarbures nuit aux cétacés de plusieurs façons : ingestion de proies contaminées, irritation de la peau ou des yeux, inhalation des émanations et abandon des zones d'alimentation polluées (Clapham et al 1999).

Le déversement de pétrole de la plate-forme Deepwater Horizon survenu en 2010 dans le golfe du Mexique a été associé à 101 carcasses de cétacés qui se sont échoués sur les côtes septentrionales du golfe (Antonio et al. 2011). En tenant compte du faible taux de rétablissement lié aux carcasses ayant coulé, ayant été dévorées ou étant à la dérive, le taux de mortalité des cétacés causé par le déversement pourrait être jusqu'à 50 fois plus élevé (Williams, R. et al. 2011). En plus de la mortalité directe, il a été démontré que certaines espèces ont été déplacées par le déversement (Ackleh et al. 2012), et d'autres ont probablement subi les effets cumulatifs des agents de stress (Carmichael et al. 2012). Comme le rétablissement à la suite de ce déversement est toujours en cours, les effets à long terme du pétrole – et des surfactants et agents de dispersion utilisés pour contrôler le déversement – sur la santé des populations de cétacés et de certains animaux sont encore inconnus. Jusqu'à présent, la recherche s'est penchée sur les déversements catastrophiques, plus importants, et leurs effets potentiels. Peu d'études ont été consacrées aux répercussions de l'exposition liée à des déversements mineurs, accidentels ou intentionnels, qui peuvent être bien plus fréquents (CNR 2003; O'Hara comm. pers. 2014).

Comme il a été mentionné précédemment, la menace liée aux écoulements et déversements de pétrole présente un risque pour les épaulards du large, en raison de leur comportement de regroupement. Le trafic de grands navires (p. ex. les pétroliers) risque de s'accroître, étant donné que de multiples propositions d'accroissement du transport maritime des produits pétroliers et d'autres substances dangereuses en provenance et à destination de la Colombie-Britannique ont cours actuellement; cela augmente les risques de déversements de substances dangereuses pour l'environnement marin et pour les épaulards du large et leurs proies.

Perturbation acoustique

Bruits aigus

Les bruits anthropiques aigus dans le milieu marin peuvent provenir de nombreuses sources, notamment : les sonars militaires, les explosifs et les munitions; les levés sismiques; la construction, le battage de pieux et le dynamitage sous-marins; les dispositifs de dissuasion acoustiques. Ces bruits se caractérisent par des sons forts, intenses et impulsifs qui peuvent parcourir de grandes distances sous l'eau (de 10 km à plus de 100 km). Bien que les effets de ces bruits puissants sur les épaulards soient actuellement inconnus, il a été démontré qu'ils répondent généralement aux bruits aigus par un comportement d'évitement (Bain 1995). Il a également été prouvé que les bruits anthropiques aigus ont des effets nocifs sur de nombreuses autres espèces de cétacés. Ces effets comprennent les changements de comportement, la désorientation, le déplacement hors de l'habitat, les lésions physiques du

système auditif, la déficience auditive temporaire ou permanente ainsi que la mortalité directe et indirecte, tant chez les baleines que chez leurs proies (Nowacek et al. 2007).

Les sonars navals actifs de moyenne fréquence (14 kHz) ont été fortement associés à de nombreux cas d'échouement et de mortalité massive de cétacés à dents (sous-ordre *Odontoceti*), en particulier les baleines à bec qui plongent en eau profonde (de la famille des *Ziphiidés* (Balcomb et Claridge 2001; Evans et England 2001). De récentes études montrent que la bathymétrie particulière à l'emplacement des activités navales est probablement un facteur important d'échouements liés aux sonars (Filadelfo et al. 2009). Elles donnent à penser que les zones de bathymétrie escarpées proches d'une côte adjacente, où des sonars militaires sont utilisés au large, sont les plus fortement corrélées avec ces échouements (D'Amico et al. 2009). Bien que tous les systèmes de sonars navals actifs de moyenne fréquence n'utilisent pas les mêmes plages de fréquences, puissance de sortie ou formes d'onde, et malgré les efforts visant à réduire les niveaux des sonars à moyenne fréquence, il a été constaté que les sonars navals actifs de moyenne fréquence peuvent toujours perturber et déplacer les baleines, même lorsque les signaux sont inférieurs à ceux actuellement autorisés pour la marine américaine (Tyack et al. 2011; DeRuiter et al. 2013; Goldbogen et al. 2013). Il n'a pas seulement été démontré que les sonars navals actifs de moyenne fréquence modifient les mouvements des animaux, ils ont également une incidence sur leur comportement acoustique. On a observé que les rorquals à bosse (*Megaptera novaeangliae*) prolongent la durée de leur chant en présence de sonars navals actifs de moyenne fréquence (Miller et al. 2000), alors que le rorqual bleu (*Balaenoptera musculus*) a tendance à émettre moins d'appels lorsqu'il se trouve à proximité de ces sonars (Melcón et al. 2012).

On a observé que les épaulards modifient leur comportement en réaction aux sonars navals actifs de moyenne fréquence. Le 5 mai 2003, un groupe d'épaulards résident du Sud a été exposé à un signal de sonar naval actif de moyenne fréquence pendant un peu plus de trois heures seulement en présence du contre-torpilleur américain USS Shoup, dans le cadre d'un exercice de formation. Les épaulards ont présenté des comportements anormaux qui indiquent une forte réaction d'évitement (NMFS 2005). On croit que l'exposition au sonar a probablement eu un effet masquant sur l'audition, mais on ne sait pas si cet événement a entraîné des modifications temporaires de la sensibilité auditive des épaulards, bien qu'on considère qu'il est peu probable qu'ils aient subi des modifications permanentes de la sensibilité auditive ou des blessures (NMFS 2005). De récentes expériences de marquage ont également montré que les épaulards modifient leur comportement en présence de transmissions de sonars, ce qui entraîne l'interruption de la quête de nourriture, l'arrêt prolongé des comportements acoustiques et un déplacement rapide hors de la zone soumise aux ondes acoustiques (Miller et al. 2012).

Les levés sismiques impliquent des détonations intenses provenant des séries de canons à air, dont le bruit se concentre dans les basses fréquences (moins de 1 kHz), mais est souvent détectable jusqu'à 100 kilomètres à la ronde. Bien qu'il n'existe actuellement pas de données au sujet de l'épaulard, il a été démontré que le marsouin commun (*Phocoena phocoena vomerina*) et l'otarie de Steller (*Eumetopias jubatus*) de la Colombie-Britannique adoptent un important comportement d'évitement de l'activité sismique, même à des niveaux de son relativement faibles et sur de longues distances (Bain et Williams 2006). Les baleines ont aussi été observées en train de se déplacer en raison d'activités sismiques, ce qui montre une forte réaction d'évitement des zones exposées à ces sons (Williams et al. 1983; Richardson et Williams 2004; Castellote et al. 2012). Il existe de nombreux cas d'impact des levés sismiques sur les cétacés à fanons, ce qui entraîne principalement des changements sur le plan du comportement de vocalisation et des déplacements hors de l'habitat. Il a été démontré que les

rorquals bleus augmentent leur taux d'appel en présence de fortes ondes sismiques (Di Lorio et Clark 2010), alors que le rorqual à bosse et le rorqual commun (*Balaenoptera physalus*) cessent de chanter pendant toute la durée des activités sismiques, souvent durant plusieurs semaines (Clark et Gagnon 2006).

Il est également intéressant de noter que certaines des proies de l'épaulard du large ont une sensibilité potentielle aux bruits aigus et de basse fréquence. Certains téléostéens (poissons osseux) se sont révélés très sensibles aux événements de bruits aigus, par leur déplacement ou leur taux de mortalité (Skalski et al. 1992; Engås et al. 1996), une perte auditive temporaire ou à long terme (p. ex. Scholik et Yan 2002) et des lésions du système auditif (McCauley et al. 2003). Les élasmobranches (poissons cartilagineux; p. ex., les requins) sont considérés comme ayant un champ auditif à basse fréquence (de 20 Hz à 1 kHz) relativement restreint (Casper et Mann 2009) et ne semblent pas aussi sensibles aux sons de ces bandes passantes que les téléostéens (Casper et al. 2012). De nombreuses espèces de requins des eaux peu profondes et épipélagiques semblent être attirées par les trains d'impulsions à basse fréquence (Myrberg et al. 1972). Ces trains d'impulsion sont habituellement produits par les poissons morts ou blessés, ce qui explique l'attraction des requins pour ce son. À l'inverse, des études ont montré que les requins sursautent et quittent un endroit lorsqu'un son soudain et fort (de 20 dB à 30 dB au-dessus des niveaux sonores ambiants) se produit (Myrberg 2001). Il convient de noter qu'aucune de ces études n'a examiné précisément les espèces consommées par les épaulards du large, mais que la sensibilité marquée des espèces apparentées soulève la possibilité que les bruits aigus affectent les proies des épaulards du large.

En raison du développement accru prévu dans les milieux marins de Colombie-Britannique, et aux alentours, on s'attend à ce que les sources de bruits aigus augmentent dans ces eaux à cause de la construction maritime requise pour ces projets. Compte tenu des augmentations prévues de bruits aigus, des perturbations continues liées à l'utilisation de sonars militaires et au déploiement d'explosifs et de munitions, des pratiques de levés sismiques et de la sensibilité générale des cétacés aux bruits aigus, cette menace est considérée comme étant très préoccupante à l'égard de la population d'épaulards du large que la grande taille des groupes rend particulièrement vulnérables aux événements stochastiques.

Bruit chronique

Les niveaux de bruit ambiant des océans du monde ont considérablement augmenté au cours des dernières décennies. Cette augmentation s'est produite à basse et moyenne fréquence et est dictée par l'augmentation du bruit anthropique, notamment le trafic maritime (McDonald et al. 2006). Il est généralement admis que l'augmentation du nombre de navires et de leur vitesse est susceptible d'avoir un effet cumulatif réduisant la qualité de l'habitat des cétacés en augmentant le niveau de bruit sous-marin. Bien qu'aucune donnée au sujet des effets du bruit chronique sur les épaulards n'existe actuellement, les effets ont été recensés chez plusieurs autres espèces de cétacés. Il a été démontré que le bruit chronique produit par les navires modifie la nage et le comportement de quête de nourriture des baleines à bec (Pirotta et al. 2012) et a engendré des lésions de l'oreille interne des cachalots (*Physeter macrocephalus*) (André et al. 1997). Le bruit des navires a également été mis en corrélation avec le taux élevé de stress de la baleine noire de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*) (Rolland et al. 2012), ainsi qu'avec les modifications du chant du rorqual commun (Castellote et al. 2012).

L'environnement acoustique de l'épaulard fait partie intégrante de son habitat. Le bruit peut couvrir la communication, l'écholocalisation et l'écoute passive d'un épaulard, ce qui réduit sa capacité à capturer des proies, à se déplacer et à maintenir la cohésion sociale au sein de son

groupe. On sait très peu de choses sur la manière dont le bruit chronique affecte les épaulards ou leur capacité d'adaptation aux changements des niveaux de bruit ambiant. L'éventail d'appels efficace de l'épaulard semble être réduit par la présence de bruit anthropique chronique dans plusieurs zones côtières de la Colombie-Britannique, ce qui rend probablement plus difficile la communication efficace entre les groupes ou individus (Williams et al. 2013). Le bruit acoustique chronique qui nuit à la capacité de détecter les signaux de communication intraspécifique des animaux peut causer du stress et possiblement modifier le comportement de l'épaulard, ou réduire l'efficacité de la coordination pour la quête de nourriture dans les zones où les phoques sont couramment répartis sur de grandes distances (Williams et al. 2006; Holt 2008; Holt et al. 2012). Il a été démontré que les épaulards résidents modifient leur comportement d'appel en présence de bruits persistants de navires en augmentant l'amplitude, la fréquence et le nombre de leurs appels (Erbe 2002; Foote et al. 2004; Holt et al. 2008).

L'aire de répartition géographique de l'épaulard du large empiète sur les grandes routes de navigation (p. ex. Los Angeles, San Francisco, sud-ouest de l'île de Vancouver), soulignant ainsi la préoccupation à l'égard de leur exposition aux bruits chroniques. Toutefois, le bruit produit par les navires dans les eaux pélagiques et sur le bord du plateau continental, où l'on estime que les épaulards passent la majeure partie de leur temps, est probablement moins dense que dans les eaux plus proches des ports d'entrée ou des passages côtiers, mais aucune étude n'ait été entreprise pour évaluer précisément l'exposition des épaulards du large aux bruits d'origine anthropique dans leur habitat. Le trafic maritime de la Colombie-Britannique est en hausse (Nuka Research 2013; PMV 2013) et le bruit sous-marin chronique devrait augmenter en raison d'autres sources, comme les éventuels projets de production d'énergie éolienne et marémotrice, et d'énergie cinétique marine. Les effets cumulatifs éventuels de ces sources existantes et potentielles de bruit chronique sur les épaulards font l'objet de préoccupations.

Perturbations physiques

Perturbations physiques

Les sources de perturbations physiques pour les épaulards des eaux canadiennes du Pacifique constituent une préoccupation constante : empiétement des navires, collisions avec les navires, développement industriel potentiel (p. ex. parcs éoliens en mer; turbines marémotrices; plateformes pétrolières extracôtières). Jusqu'à tout récemment, on a signalé relativement peu de cas d'épaulards heurtés par des bateaux, mais entre 2004 et 2016, il y a eu au moins huit observations fiables de collisions entre des bateaux et des épaulards en Colombie-Britannique (Spaven, comm. pers. 2017). La mortalité récente de J34, un mâle dans la fleur de l'âge, mort de traumatismes contondants, met l'accent sur cette menace (MPO 2016).

Les perturbations liées à la proximité des navires sont préoccupantes pour les épaulards en Colombie-Britannique, notamment en raison de la croissance de l'industrie commerciale d'observation des baleines dans ces eaux (Osborne et al. 2003; O'Connor et al. 2009). Les plus grandes concentrations de navires d'observation des baleines se trouvent aux extrémités nord-est et sud-est de l'île de Vancouver, où nous avons aussi découvert de grands groupes d'épaulards du large, bien visibles; il est probable que la plupart des visites d'épaulards du large dans ces eaux sont documentées et s'accompagnent d'un trafic maritime intense toute la journée. En raison de l'interruption possible du comportement de quête de nourriture et des préoccupations liées à l'inhalation d'échappement, la proximité des navires avec les épaulards constitue une menace importante (Williams et al., 2002, 2006; Lusseau et al. 2009; Lachmuth et al. 2011).

Il n'y a pas de signalement ou de rapport documenté de collisions avec des navires pour les épaulards du large dans les eaux canadiennes du Pacifique. Seul un épaulard du large présentant des blessures physiques vraisemblablement subies par l'interaction avec un navire a été recensé. En 2005, une femelle sans nageoire dorsale a été observée; la coupe nette donnait à penser que la blessure avait été infligée par une hélice de navire au cours des trois années précédentes (Programme de recherche sur les cétacés du MPO, données non publiées).

La plus grande préoccupation concernant les interactions entre les navires et les épaulards, y compris la population du large, est leur propension à « inspecter les hélices ». Les animaux qui adoptent ce comportement suivent un bateau et jouent dans le sillage de son hélice. Ce curieux comportement ressort dans l'historique des collisions avec des navires recensées en Colombie-Britannique : dans la moitié des cas, le décès ou les blessures ont été causés précisément par une hélice de navire.

Vu la grande taille de leurs groupes, les épaulards du large sont facilement remarqués lorsqu'ils pénètrent dans les eaux littorales. Cette attention les rend particulièrement vulnérables à la perturbation causée par les navires. Le fait qu'ils entrent rarement dans les eaux régulièrement utilisées par les plaisanciers devrait réduire au minimum la menace d'une perturbation physique causée par les navires, mais leur manque d'accoutumance au trafic maritime constitue une source de préoccupation. Le trafic de grands navires se déplaçant à haute vitesse à l'extérieur des eaux protégées, comme les navires de pêche commerciale et de croisière, a augmenté au cours de la dernière décennie et devrait continuer d'augmenter, et ainsi accroître les risques liés à cette menace.

Les structures artificielles présentes dans le milieu marin peuvent également déplacer les épaulards et créer des obstacles à leur passage. En Colombie-Britannique, il existe actuellement plusieurs projets de recherche visant l'installation éventuelle de turbines marémotrices dans les passages étroits et les autres eaux de marée. Bien que ces dispositifs soient source de préoccupations, car la collision avec les pales est une source potentielle de blessure physique ou de mortalité, ils peuvent également obstruer le passage des épaulards ou les déplacer, puisque leur présence physique, combinée aux bruits sous-marins qu'ils génèrent, pourrait inciter les épaulards à éviter les zones où ces dispositifs sont présents.

L'évitement d'une zone par les épaulards en raison de la présence physique d'un nouvel appareil n'est pas sans précédent. À plusieurs reprises, on a observé que les épaulards étaient gênés par des objets qui, sans entraver complètement le passage, semblaient constituer une barrière imaginaire suffisante pour qu'ils hésitent à passer. Ce type d'obstacle « psychologique » impliquant des objets artificiels a déjà été observé dans le passé; notamment le pont flottant du canal Hood dans l'État de Washington, qui semble être la raison pour laquelle deux groupes différents d'épaulards migrateurs sont restés piégés pendant une longue période (59 jours et 172 jours) en 2003 et en 2005 (London 2006; Ford et al. 2013). L'augmentation du développement de diverses industries maritimes dans l'aire de répartition des épaulards du large suscite la crainte que certaines parties de leur habitat subissent des perturbations physiques et entravent leur utilisation par les épaulards du large.

Interactions avec la pêche commerciale

Il y a sept rapports documentés et confirmés d'enchevêtrement d'épaulards dans des engins de pêche commerciale dans les eaux canadiennes du Pacifique (Programme d'intervention auprès

des mammifères marins du MPO, données non publiées), mais il existe, au fil des ans, un certain nombre de rapports anecdotiques non confirmés d'épaulards juvéniles temporairement capturés dans des sennes pour saumon, puis remis à l'eau de façon sécuritaire, ainsi que d'épaulards nageant à travers des filets maillants (Ellis comm. pers. 2013). Parmi les sept cas d'animaux enchevêtrés confirmés, la majorité provenait de la population d'épaulards résidents du nord et cinq ont survécu, sans blessure apparente. Les deux autres rapports concernaient le décès de deux épaulards non identifiés en 1986, dans le cadre de la pêche expérimentale de l'encornet volant (*Ommastrephes bartrami*), une pêche commerciale au filet dérivant active entre 1979 et 1987, dans les eaux de l'océan Pacifique, loin de la côte de la Colombie-Britannique (Jamieson et Heritage 1987). Les documents relatifs à cette pêche en haute mer résument seulement les cas de mortalité. Par conséquent, on ne sait pas si d'autres animaux ont été touchés, mais se seraient échappés, sains ou blessés. Il n'y a aucun rapport, documenté ou non, faisant état de l'enchevêtrement ou du piégeage d'épaulards du large dans des engins de pêche commerciale ou d'aquaculture, ou dans des engins abandonnés, et il n'existe pas non plus de photos d'épaulards du large présentant des signes d'interactions avec les pêches (p. ex. cicatrices; engins traînés).

La déprédation (retrait des poissons capturés des filets ou des lignes par les animaux pour s'en nourrir) a été observée chez les épaulards résidents de la Colombie-Britannique et de l'Alaska (Ellis comm. pers. 2013). Cette activité est une menace, car les animaux peuvent accidentellement se trouver enchevêtrés dans des filets ou avaler des hameçons, et subir des abrasions ou des infections internes. À ce jour, il n'y a pas de données de déprédation par les épaulards du large. Cependant, on pense que la déprédation est un comportement acquis qui, une fois connu par une partie de la population, peut rapidement se propager au reste des individus.

Parmi les cinq espèces de proies confirmées des épaulards du large dans les eaux canadiennes du Pacifique, deux sont visées par la pêche à la ligne active, et les trois autres sont connues pour être prises accessoirement dans différentes pêches à la ligne. Les crochets brisés présents dans les proies constituent une autre source possible d'ingestion d'hameçon observée chez les épaulards résidents, qui pourrait entraîner des infections internes.

L'aire de répartition des épaulards du large dans les eaux pélagiques et sur le bord du plateau de la Colombie-Britannique pourrait rendre l'espèce moins vulnérable aux risques d'interactions avec la pêche commerciale, comparativement aux écotypes d'épaulards vivant plus proches des côtes. Cependant, le chevauchement entre la base de proies de l'épaulard du large et trois types de pêches commerciales d'envergure augmente les risques de chevauchement spatio-temporel pouvant entraîner des incidents d'enchevêtrement, de piégeage ou de déprédation.

Mise à mort directe

Il n'y a eu aucun rapport ou compte rendu de mise à mort directe (p. ex. tir) des épaulards du large depuis qu'ils ont été désignés comme un écotype distinct en 1988. De plus, aucune observation n'a relevé de cicatrices provenant vraisemblablement de blessures causées par une tentative de mise à mort. En 1955, un épaulard du large a été capturé pendant la période de chasse à la baleine en Colombie-Britannique (Ford, J. et al. 2011); en 1961, un autre a été capturé vivant et est mort deux jours plus tard (Caldwell et Brown 1964); et deux individus ont été harponnés au large de la côte californienne en 1964 et en 1966 à des fins de recherche (Morin et al. 2006). Jusqu'au milieu des années 1980, les épaulards étaient généralement considérés comme des animaux nuisibles en compétition avec la pêche dans les eaux canadiennes du Pacifique et ont souvent été abattus par des tirs de pêcheurs. Il n'y a pas de

données faisant état de l'ampleur de la mortalité qui en a découlé; toutefois, certains épaulards résidents plus âgés portent des cicatrices qui ont probablement été causées par des tirs. L'apparente absence d'épaulards du large dans les eaux côtières au cours de cette période pourrait leur avoir permis d'éviter d'être tués ou blessés par ces fusillades.

Avec l'augmentation de la présence d'épaulards du large dans les eaux protégées et leur chevauchement avec les intérêts de plusieurs pêches commerciales et sportives, ainsi que leur possible déprédation, cette menace demeure réelle. Cependant, grâce au Règlement sur les mammifères marins du Canada et à la réglementation fédérale américaine interdisant de tuer des animaux qui interfèrent avec les opérations de pêche, au fait qu'il n'existe pas de données historiques de tentative d'abattage d'épaulards du large et à l'évolution des valeurs sociales, la mise à mort directe est considérée comme étant peu préoccupante pour cette population.

Changement climatique

Le changement climatique anthropique est une menace importante qui pèse sur la faune marine et les écosystèmes aujourd'hui (Pachauri 2007; Hoegh-Guldberg et Bruno 2010). Il est associé aux conditions océanographiques changeantes (p. ex. acidification des océans, augmentation de la fréquence des proliférations d'algues) (Orr et al. 2005; Van Dolah 2005; Cao et al. 2007; Doney et al. 2009; Hallegraeff 2010; Johnson et White 2014), aux changements dans la propagation acoustique (Munk et Forbes 1989) et aux changements de la répartition des proies (Stachowicz et al. 2002; Ling 2008). Le changement climatique agit selon toute vraisemblance en synergie avec de nombreuses autres menaces actuelles qui pèsent sur les épaulards du large. Les voies de passage par lesquelles cette menace peut avoir une incidence sur les épaulards du large sont nombreuses, complexes et mal comprises, ce qui crée une grande incertitude quant à la manière exacte dont le changement climatique peut influer sur eux.

4.2.2 Restrictions et vulnérabilités naturelles

Agents pathogènes

Les agents pathogènes sont les virus, les bactéries et les parasites qui peuvent causer des maladies et souvent se propager rapidement dans l'ensemble des espèces vulnérables. Les agents pathogènes peuvent avoir une incidence directe sur les épaulards, en interférant avec leur capacité de s'alimenter ou de se reproduire avec succès, ou indirecte, en infectant et affectant leurs proies. Bien qu'aucun cas de mortalité massive liée à la maladie n'ait été observé chez les mammifères marins dans les eaux canadiennes du Pacifique, de nombreux agents pathogènes ont été relevés dans les populations d'épaulards du Canada et ont entraîné une mortalité massive chez d'autres espèces de mammifères marins. À l'heure actuelle, il n'existe presque pas de données sur les agents pathogènes présents dans les épaulards du large, mais on peut supposer qu'ils sont exposés à bon nombre des mêmes agents pathogènes détectés chez les populations d'épaulards sympatriques et qu'ils en subissent les mêmes infections.

Les agents pathogènes « émergents », c'est-à-dire étrangers à l'environnement marin et introduits par les activités humaines (p. ex. par les effluents d'eaux usées et le ruissellement des terres agricoles, ou aéroportés), sont particulièrement préoccupants. L'exposition aux nouveaux agents pathogènes constitue une préoccupation particulière, car le système immunitaire d'un animal n'a probablement pas les anticorps appropriés pour lutter contre l'infection et, par conséquent, présente un risque plus élevé d'infection mortelle.

Agents pathogènes

Quatre agents pathogènes infectieux ont été détectés chez les épaulards sauvages : *Brucella spp.*, *Edwardsiella tarda*, poxvirus des cétacés, et *salmonella* Newport.

Les agents pathogènes bactériens de la *Brucella* pénètrent dans le milieu marin par le ruissellement urbain et agricole, et ont été observés pour la première fois chez les mammifères marins dans le milieu des années 1990. L'exposition à la *Brucella* a été détectée chez des épaulards (Jepson et al. 1997; Raverty comm. pers. 2014A), mais à notre connaissance, n'a pas causé de mortalité par infection. Toutefois, d'autres espèces de cétacés ont montré que la *Brucella* a des effets nocifs, comme l'avortement, l'infection et l'enflure cérébrale, la pneumonie, l'infection de la peau (p. ex. abcès du petit lard) ou l'infection osseuse. La réduction de la fécondité des épaulards en raison d'une infection de *Brucella* (Gaydos et al. 2004) est également préoccupante.

La bactérie *Edwardsiella tarda* est un agent pathogène bactérien opportuniste transporté dans les matières fécales et dans la flore intestinale normale d'un épaulard. Elle peut causer une infection intestinale, un abcès, une septicémie ou une méningite lorsqu'elle est introduite dans la circulation sanguine d'un animal en raison de son affaiblissement ou de son immunosuppression. Il a été prouvé que la bactérie *E. tarda* a causé le décès d'un épaulard résident du sud (Ford et al. 2000).

Le poxvirus des cétacés est une infection virale qui entraîne des lésions cutanées et qui augmenterait le risque de mortalité des jeunes animaux (Van Bressem et Van Waerebeek 1996). Il a été relevé chez un épaulard en liberté dans le sud-est du Pacifique (Van Bressem et al. 1999), mais il n'a pas été démontré qu'il ait causé le décès d'un épaulard. Ce virus n'a pas encore été détecté chez les cétacés du Pacifique Nord.

La *Salmonella* Newport est un agent pathogène bactérien qui a été observé chez les humains et les bovins, plus particulièrement au cours de la dernière décennie, mais qui a rarement été détecté chez les mammifères marins. Il s'agit d'une souche virulente de la bactérie *Salmonella*, un agent pathogène gastro-intestinal qui peut se propager dans le sang et causer la mort, particulièrement chez les individus dont le système immunitaire est déjà affaibli. En 2005, en Californie, cet agent pathogène de source terrestre a été relevé chez un épaulard du large nouveau-né et est soupçonné d'avoir joué un rôle dans son échouage et son décès. Il s'agit du premier cas de *Salmonella* Newport chez un épaulard sauvage (Colegrove et al. 2010). La bactérie a aussi été observée chez un épaulard euthanasié à Hawaii en 2008, mais l'autopsie a révélé que l'animal était porteur asymptomatique (Raverty comm. pers. 2014b).

Il convient de noter que d'autres agents pathogènes appelés *Morbillivirus* spp. et *Toxoplasma gondii Morbillivirus* sont des agents pathogènes viraux qui comprennent le virus de la maladie de Carré, le morbillivirus du phoque et les morbillivirus des dauphins et des marsouins. Il a été démontré que ces agents pathogènes ont des effets nocifs chez d'autres mammifères marins, en particulier sur les poumons et le cerveau, entraînant souvent des lésions cutanées, des pneumonies, des infections et enflures cérébrales, ainsi que des infections secondaires ou latentes, en raison de systèmes immunitaires affaiblis par la production réduite de lymphocytes. Des cas de *morbillivirus* ont été observés chez les phoques, les loutres, les dauphins, les globicéphales et les baleines à bec, causant une mortalité massive chez les phoques et les dauphins (Rowles et al. 2011). Les morbillivirus se propagent rapidement; on a observé des épidémies chez les phoques et les dauphins se propageant jusqu'à 6 000 km à la ronde par an (McCallum et al. 2003). On ne sait pas si les épaulards sont vulnérables aux infections par morbillivirus, mais des anticorps ont été détectés chez des épaulards de l'ouest de l'océan

Pacifique (Raverty comm. pers. 2014b), et ces agents pathogènes demeurent une source de préoccupation, car ils ont également été observés chez les espèces de mammifères sympatriques (Gaydos et al. 2004; Mos et al. 2003).

La bactérie *Toxoplasma gondii* est un agent pathogène protozoaire introduit dans l'écosystème marin par le ruissellement terrestre. Cet agent pathogène a été relevé chez les épaulards échoués, sans qu'il y soit associé d'effet significatif (Raverty comm. pers. 2014b). Toutefois, il a été déclaré comme étant la cause d'infections cérébrales ou cardiaques, de maladies neuromusculaires et d'avortements chez divers autres mammifères marins (Miller et al. 2002; Dubey et al. 2003; Omata et al. 2006).

Vulnérabilité aux infections

Plusieurs caractéristiques des épaulards du large rendent cette population particulièrement vulnérable aux agents pathogènes. Une analyse sociale préliminaire montre que les épaulards du large sont très sociables, et s'associent avec des individus de l'ensemble de leur population (Ford et al. 2014). Cette nature très sociale accroît le risque d'infection rapide et généralisée ainsi que la dispersion des agents pathogènes à l'échelle de la population. Leur vulnérabilité aux maladies infectieuses a aussi été liée à la contamination des cétacés aux BPC (Mos et al. 2006). Comme on sait que les épaulards du large sont fortement contaminés, ils pourraient être immunodéficients, ce qui amplifierait leur vulnérabilité aux agents pathogènes. Ayant une grande aire de répartition géographique adjacente à de nombreux grands centres urbains et à des zones d'activité agricole intensive, les épaulards du large sont exposés à de nombreuses sources d'agents pathogènes émergents, en particulier à proximité des décharges des rivières et des eaux de ruissellement, où les concentrations d'agents infectieux peuvent être introduites dans le milieu marin. Les cavités pulpaires des épaulards du large qui se trouvent exposées à cause de l'usure extrême des dents peuvent constituer une autre porte d'entrée pour les agents pathogènes, ce qui soulève aussi des inquiétudes.

Préférences alimentaires fixes qui font diminuer la quantité de proies naturelles

Les préférences alimentaires des épaulards sont considérées comme des attributs acquis, tout comme leurs vocalisations. Ces préférences semblent extrêmement rigides, avec des stratégies d'alimentation spécialisée conçues pour cibler des espèces de proies; il s'agit de traditions culturelles qui ont probablement évolué au fil de nombreuses générations. Les épaulards semblent limités dans leur capacité d'adaptation et d'acceptation de nouvelles proies. Le meilleur exemple est peut-être le sort qu'ont connu trois épaulards migrateurs capturés en 1970. À l'époque, on ignorait que les épaulards appartenaient à des populations distinctes ayant des régimes alimentaires précis et on a supposé que les épaulards consommaient du poisson. Ces trois épaulards se nourrissant de mammifères ont refusé de consommer les poissons jetés dans leurs parcs en filet pendant 79 jours, jusqu'à ce que deux des animaux acceptent enfin de manger les poissons après la mort du troisième individu, victime de sa tentative d'évasion. Après leur remise en liberté en milieu naturel, les deux épaulards ayant survécu sont retournés à leur régime alimentaire composé de mammifères marins (Ford et Ellis 1999).

Les épaulards du large ont peut-être un régime alimentaire tout aussi inflexible que celui de leurs deux écotypes sympatriques, ce qui les rendrait résistants au « remplacement de proies » si la disponibilité de leurs proies principales diminuait. Une baisse de la disponibilité de leurs proies pourrait probablement se produire par l'entremise de changements naturels de régime dans l'écosystème, qui entraînent souvent des changements dramatiques dans l'aire de

répartition ou d'abondance de nombreuses espèces marines (Hare et Mantua 2000). Si cela se produisait, les épaulards du large pourraient être gravement atteints. La possible rigidité du régime alimentaire des épaulards du large est une vulnérabilité biologique et, par conséquent, cette menace ne peut être atténuée.

Dépression consanguine

La petite taille de la population et l'isolement culturel des épaulards du large soulèvent des préoccupations relatives à la dépression consanguine, soit la détérioration génétique de la population en raison de la reproduction entre individus apparentés. La dépression consanguine concerne souvent les espèces présentant une faible diversité génétique et une population reproductrice petite ou fondée sur le sexe. Cette menace est élevée pour la population sympatrique d'épaulards résidents du sud, dont la diversité génétique est faible et dont la population reproductrice compte très peu d'individus (MPO 2008). Les épaulards résidents, cependant, ont des mécanismes de croisement distant qui semblent efficaces pour réduire au minimum ce risque (Barrett-Lennard 2000; Ford, M. et al. 2011b), mais limite les options si la taille de la population devient très petite.

La population d'épaulard du large semble avoir une diversité génétique relativement élevée (Morin et al. 2010) et on estime la population reproductrice à environ 130 individus (Programme de recherche sur les cétacés du MPO, données non publiées; voir la note 1 en bas de la page V). L'évaluation adéquate de la menace d'une dépression consanguine pour les épaulards du large est limitée, car les tendances en matière de dynamique sociale et d'accouplement de cet écotype demeurent inconnues. On suppose que les épaulards du large, comme les épaulards résidents, ont développé des mécanismes efficaces de croisement distant. Toutefois, la grande diversité génétique observée au sein des épaulards du large indique qu'il pourrait s'agir d'une population relique d'une population plus grande dans le passé où de tels mécanismes n'étaient pas nécessaires. La perte soudaine d'une grande partie de la population pourrait entraîner une pénurie de population multigénérationnelle; auquel cas, la dépression consanguine pourrait représenter une menace crédible.

L'isolement social de la population d'épaulards du large joue un rôle important dans le risque de dépression consanguine qu'elle court. Les épaulards du large ont une culture distincte de celle des trois autres populations d'épaulards sympatriques qui fréquentent les eaux canadiennes du Pacifique. Leur culture, définie par leurs préférences alimentaires, leur structure sociale et leur comportement acoustique, les isole de toutes les autres populations dans leur aire de répartition. Comme les autres populations, les épaulards du large font preuve de « xénophobie sociale », en cela qu'aucune association avec un individu provenant d'une autre population d'épaulards sympatrique n'a été observée. Cet isolement culturel est préoccupant, car il limite la possibilité pour la population d'effectuer des croisements distants avec les populations sympatriques. Même si cela ne constitue pas une importante source de préoccupations actuellement, si le bassin génétique des épaulards du large devenait extrêmement restreint, l'absence d'« immigration de source externe » serait une menace considérable. Les épaulards du large ne sont liés à aucune population sur le plan culturel ou génétique avec laquelle ils pourraient étendre leur patrimoine génétique dans leur aire de répartition, s'il advenait que la taille de leur population soit sérieusement réduite.

À l'heure actuelle, compte tenu de la diversité génétique apparemment vaste de la population d'épaulards du large et de l'estimation de sa population reproductrice adéquate, la menace de dépression consanguine qui pèse sur cet écotype est relativement faible.

Usure de la dentition

On a observé que les épaulards du large présentent une usure extrême des dents, parfois jusqu'aux gencives, et leurs cavités pulpaires sont souvent exposées. Cette usure de la dentition serait attribuable à leur prédation sur les requins, dont la texture de la peau est rugueuse (Ford J. et al. 2011). À l'heure actuelle, il n'existe pas de signes d'effet délétère de cette vaste usure de la dentition, ni à l'échelle d'un individu, ni à celle de la population, mais cette caractéristique présente deux problèmes possibles.

D'abord, on s'inquiète du fait que l'abrasion chronique des gencives et les cavités pulpaires exposées peuvent constituer des voies d'infection pouvant mener à des abcès, à la réduction de l'efficacité du système immunitaire, voire au décès. À l'heure actuelle, on n'a recensé le décès d'aucun épaulard du large en raison d'un abcès dentaire ou d'une infection introduite par l'intermédiaire d'une cavité pulpaire exposée. Il a aussi été suggéré que, comme l'exposition des cavités pulpaires est chronique chez les épaulards du large, cela pourrait ne pas représenter de problème de santé pour cette espèce (Haulena comm. pers. 2013).

Ensuite, l'usure de la dentition pourrait être un facteur limitatif restreignant la capacité d'alimentation d'un individu. En raison de l'usure extrême de ses dents, constatée même chez les jeunes individus subadultes (Ford, J. et al. 2011), la capacité d'un individu à saisir et à déchirer ses proies pourrait être sérieusement compromise. Cela pourrait restreindre la quête de nourriture aux espèces pour lesquelles les dents ne sont pas nécessaires ou rendre l'espèce dépendante d'autres épaulards du large, plus jeunes, dont les dents ne sont pas encore extrêmement usées.

Étant donné que l'historique, la source et l'effet de cette vaste usure de la dentition des épaulards du large sont incertains et qu'il n'existe, pour le moment, aucune indication que l'usure de la dentition a une incidence sur la survie des individus, on considère actuellement que cette limitation naturelle présente un risque minimal pour la population d'épaulards du large. Cela dit, en raison de l'importante usure de la dentition observée chez la plupart des individus de la population, si des répercussions sont déterminées à l'avenir, le risque présenté par l'usure de la dentition à l'échelle de la population pourrait être plus grand que celui qui est envisagé actuellement.

Échouement massif ou piégeage naturel

On recense deux échouements collectifs d'épaulards en Colombie-Britannique. Le premier a eu lieu en 1941, lorsque 11 épaulards se sont échoués sur une dune près d'Old Masset, à Haida Gwaii (Cameron 1941). Bien que la population à laquelle appartenaient ces épaulards n'ait toujours pas été confirmée, d'après les photos présentant des épaulards dont les dents sont extrêmement usées, on pense qu'il s'agissait de l'écotype des épaulards du large (Ford J. et al. 2011). Le deuxième concernait 20 épaulards, dont les analyses génétiques ont confirmé qu'il s'agissait d'épaulards du large, échoués en 1945 à la pointe Estevan, sur l'île de Vancouver (Carl 1946). On soupçonne également au moins deux échouements collectifs d'épaulards du large à l'extérieur des eaux canadiennes du Pacifique. En 2000, huit épaulards se sont échoués vivants, avant de perdre la vie, dans le golfe de Californie, au Mexique. On a constaté que les dents des animaux examinés étaient « complètement usées », ce qui laisse entendre qu'il s'agissait d'épaulards du large (Guerrero-Ruiz et al. 2006). En novembre 2013, deux épaulards dont les dents étaient extrêmement usées se sont échoués à Bristol Bay, en Alaska, et on suppose qu'il s'agissait d'épaulards du large (Jensen comm. pers. 2014).

Les épaulards du large semblent passer la majeure partie de leur temps dans les eaux libres et peuvent ne pas être habitués aux eaux côtières. Par conséquent, ils pourraient être particulièrement vulnérables au piégeage naturel lorsqu'ils circulent plus près des côtes, dans les eaux plus abritées. Lorsqu'ils se trouvent dans les eaux littorales, les épaulards du large ont souvent été observés en train de nager en profondeur dans les bras de mer étroits. Le piégeage naturel d'épaulards du large a été observé une fois : en 1994, neuf épaulards ont été pris dans les eaux de marée du lac Barnes, en Alaska, pendant six à dix semaines. Deux individus matures sont morts, et une importante opération de sauvetage a dû être mise en œuvre pour amener les sept survivantsen eaux libres (Bain 1995). Cet incident a de nouveau mis en évidence la vulnérabilité des épaulards face aux obstacles « psychologiques » (voir la section sur les perturbations physiques ci-dessus). Dans le cas de l'incident du lac Barnes, la barrière était une forêt de varech située à l'embouchure du lac. Elle était physiquement traversable, même à marée basse, mais les animaux n'étaient prêts à passer à travers que lorsque le courant aurait abaissé le varech (Bain 1995). Ce type de « piégeage psychologique » a aussi été observé chez les épaulards migrateurs (London 2006; Ford et al. 2013; Programme de recherche sur les cétacés du MPO, données non publiées).

5. Objectifs en matière de population et de répartition

- Objectif en matière de population : établir une tendance stable ou à la hausse dans l'abondance (c.-à-d., augmentation du taux de naissance ou diminution du taux de mortalité) et la diversité génétique de la population d'épaulards du large.

- Objectif en matière de répartition : assurer l'utilisation continue des eaux canadiennes du Pacifique par les épaulards du large.

Compte tenu du caractère inconnu de l'abondance historique et des incertitudes concernant la taille, les données démographiques et la répartition spatiale de la population, la définition des objectifs quantitatifs en matière de population et de répartition peut ne pas être possible. La rareté des observations et l'incapacité de recenser l'ensemble de cette population ont donné lieu à une estimation modélisée de la population avec une grande incertitude. Il est donc actuellement difficile de mesurer et de détecter tout changement apporté à la taille de la population ou à son utilisation précise de l'habitat. Il est possible de mesurer la diversité génétique de cette population et il est important d'en effectuer le suivi, car la diversité permet la résilience de la population, ce qui l'aide à s'adapter aux changements dans son environnement.

L'objectif en matière de répartition est fondé sur l'hypothèse que les eaux canadiennes de l'océan Pacifique fournissent un habitat bénéfique et important pour la population d'épaulards du large, tout en reconnaissant l'évolution de son utilisation et de son occupation de l'habitat.

6. Stratégies et approches générales en vue d'atteindre les objectifs

6.1 Mesures achevées ou en cours

Des mesures liées au rétablissement de cette population sont en cours depuis que les épaulards du large ont été inscrits sur la liste des espèces préoccupantes de la LEP en 2004.

La section suivante est un résumé des mesures en cours ou déjà terminées, bien qu'il ne s'agisse pas d'une liste exhaustive. Pêches et Océans Canada reconnaît la contribution de nombreux collègues et collaborateurs indépendants et internationaux à la réalisation de ces mesures.

6.1.1 Mesures de gestion et de réglementation

- La Loi sur les espèces en péril du Canada protège les espèces menacées et en voie de disparition par ses interdictions générales (art. 32 à art. 36), et elle rend obligatoire la préparation de programmes de rétablissement (art. 37), de plans d'action (art. 47) et de rapports sur leur mise en œuvre (art. 46 et art. 55), dans l'objectif de rétablir l'espèce. La désignation de l'habitat essentiel nécessaire au rétablissement des espèces menacées ou en voie de disparition est requise dans le cadre d'un programme de rétablissement (art. 41(1)(c)-(c.1)) ou d'un plan d'action (art. 49(1)(a))

- L'inscription précédente des épaulards du large en tant qu'espèce préoccupante exige l'élaboration d'un plan de gestion. Depuis la publication du Plan de gestion de l'épaulard du large (*Orcinus orca*) au Canada (MPO 2009a), Pêches et Océans Canada, ses partenaires et ses collaborateurs ont travaillé pour mettre en œuvre le but et les objectifs du plan, ainsi que les mesures à prendre

- Les programmes de rétablissement des populations d'épaulards résidents et migrateurs des eaux canadiennes de l'océan Pacifique sympatriques contiennent des mesures dont les épaulards du large peuvent également profiter

- Des modifications au Règlement sur les mammifères marins de la Loi sur les pêches ont été proposées en vue d'améliorer la prévention et l'atténuation des perturbations sur les mammifères marins, en plus de la protection accordée par le Règlement sur les mammifères marins actuel

- En vertu de la Loi canadienne sur l'évaluation environnementale de 2012, le MPO est une autorité fédérale (AF) qui fournit de l'information et des connaissances spécialisées en ce qui touche un projet désigné devant faire l'objet d'une évaluation environnementale concernant le mandat et les responsabilités réglementaires et législatifs du MPO.

- Le Canada, en tant que signataire de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES), s'est engagé à veiller à ce que le commerce international des espèces en péril ne menace pas leur survie

- Depuis 2008, le MPO mène un Programme d'intervention auprès des mammifères marins consacré à : recueillir des renseignements qui permettent de mieux comprendre les types de menaces auxquelles sont exposés les mammifères marins (p. ex. par l'intermédiaire des autopsies), ainsi que leur ampleur; documenter et aider les mammifères marins en détresse ou blessés dans la mesure du possible, en particulier ceux qui figurent sur la liste de l'ensemble de la LEP; créer sur toute la côte des réseaux de collaborateurs afin d'optimiser la capacité de réagir. Depuis 2013, le Réseau d'intervention auprès des mammifères marins de la Colombie-Britannique de la région du Pacifique compte sur l'appui de plus de 250 bénévoles

- Les Lignes directrices opérationnelles pour la conservation des cétacés (MPO 2013) fournissent des directives relatives à la prise de décisions concernant des activités qui pourraient avoir une incidence sur la viabilité des baleines, des dauphins et des marsouins;
- La réserve d'aire marine nationale de conservation (RAMNC) au large de la réserve de parc national et site du patrimoine haïda Gwaii Haanas a été établie en 2010, en plus d'un plan de gestion provisoire et d'un plan de zonage. Le plan de gestion provisoire décrit les six « zones totalement protégées » de la RAMNC, dont certaines chevauchent des cours d'eau utilisés par les épaulards du large. Le plan de gestion de la RAMNC est en cours d'élaboration et pourrait accroître la protection de l'habitat potentiel des épaulards du large autour de l'archipel Haida Gwaii

- Le plan pour la zone de gestion intégrée de la côte nord du Pacifique (ZGICNP) vise à combiner la protection de l'habitat et l'utilisation durable des ressources dans le bassin de la Reine-Charlotte et à atténuer le stress des espèces en péril qui se trouvent sur la côte nord de la Colombie-Britannique. Dans le cadre de la Stratégie du réseau d'aires marines protégées du Canada et de la Colombie-Britannique, les gouvernements du Canada et de la Colombie-Britannique collaborent à la création de réseaux d'aires marines protégées pour protéger et maintenir la biodiversité marine, la représentation écologique et les caractéristiques naturelles des espèces marines en péril. et les habitats de haute biodiversité tels que les estuaires et les upwellings.

- L'Énoncé des pratiques canadiennes d'atténuation des ondes sismiques en milieu marin de Pêches et Océans Canada présente les étapes mises en œuvre pendant les levés sismiques afin de limiter l'exposition des habitants de la zone maritime locale aux bruits aigus nocifs (MPO 2007b)

- L'« Ordre du Commandement maritime : Mesures d'atténuation pour les mammifères marins » du ministère de la Défense nationale (OCOMAR) vise à améliorer les pratiques d'utilisation de munitions et de sonars dans le but d'atténuer les effets néfastes de ces activités sur les mammifères marins (MDN 2008)

- La Loi sur la marine marchande du Canada est la principale loi qui régit la sécurité du transport maritime ainsi que la protection de l'environnement marin. En vertu de cette loi, le Règlement sur la pollution par les bâtiments et sur les produits chimiques dangereux met en œuvre bon nombre des normes établies en vertu de la Convention internationale pour la prévention de la pollution par les navires de l'Organisation maritime internationale (MARPOL), la principale convention internationale visant à prévenir la pollution du milieu marin par des navires pour des raisons opérationnelles ou accidentelles.

6.1.2 Mesures d'intendance

- Le MPO, la NOAA et les collaborateurs ont élaboré le document « Respectez les baleines – Directives concernant la faune marine à l'intention des plaisanciers, des pagayeurs et des observateurs » (NOAA 2011; mise à jour 2016), qui a tout d'abord informé les résidents et les visiteurs du nord-ouest du Pacifique de leurs responsabilités lorsqu'ils se trouvent proches de cétacés à l'état sauvage. En 2011, les États-Unis ont adopté des règlements qui officialisent l'approche et les exigences d'observation de tout

le monde sur l'eau, dans le cadre de la Marine Mammal Protection Act et de la Endangered Species Act pour protéger tous les épaulards dans les eaux intérieures de l'État de Washington. Les mêmes lignes directrices sont reconnues et largement suivies comme pratique exemplaire ailleurs sur la côte des États-Unis et au Canada

- Les groupes régionaux d'excursions d'observation des baleines et d'écotourisme de la Colombie-Britannique et de l'État de Washington ont conjugué leurs efforts pour créer leurs propres principes d'observation comme le code de conduite de la North Island Marine Mammal Stewardship Association (NIMMSA 2012) et les meilleures pratiques de la Pacific Whale Watch Association (PPWA N.D.)

- Pêches et Océans Canada et l'Aquarium de Vancouver dirigent conjointement le réseau d'observation de cétacés de la Colombie-Britannique, constitué de plus de 3 600 observateurs en Colombie-Britannique qui signalent les observations de cétacés et de tortues de mer par Internet (www.wildwhales.org; en anglais seulement), par téléphone (1-866-472-9663) ou sur des journaux de bord. Le programme vise également à accroître la sensibilisation du public aux cétacés et aux tortues de mer du Pacifique canadien, ainsi qu'aux menaces qui pèsent sur leur survie

- Le MPO exploite deux autres outils que le public peut utiliser pour signaler les observations de mammifères marins : le service d'assistance téléphonique sur les épaulards du Programme de recherche sur les cétacés (1-250-756-7253) qui vise à obtenir des rapports en temps réel des observations réalisées au milieu du détroit de Géorgie; la ligne d'appel de signalement d'incident concernant des mammifères marins (1-800-465-4336), par l'intermédiaire de laquelle le public peut signaler ses observations de mammifères marins et de tortues de mer malades, blessés, en détresse ou morts

- Le Guardian Watchman Program des Premières Nations de la côte entretient un réseau d'intendants qui surveillent et protègent les eaux et les terres territoriales d'un certain nombre de communautés des Premières Nations de Haida Gwaii et de la côte centrale et de la côte nord de la Colombie-Britannique. Ils assurent une présence régulière en mer, promeuvent la sensibilisation aux écosystèmes de leurs territoires traditionnels et recueillent des données à cet effet

- En outre, un certain nombre d'organisations non gouvernementales mènent des initiatives d'intendance et de recherche sur les épaulards le long de diverses parties de la côte de la Colombie-Britannique, notamment : la Cetus Research and Conservation Society, la North Coast Cetacean Society, OrcaLab, Pacifique Wild et la Strawberry Isle Marine Research Society

- Les initiatives du public et de l'industrie, telles que « SMART », « Clean Print BC », « Alliance verte », « Programme ECHO », et les lignes directrices de l'Organisation maritime internationale en ce qui a trait au bruit des navires contribuent toutes à l'assainissement des eaux pour les espèces marines, y compris les épaulards du large

6.1.3 Mesures de recherche

- Identification photographique des épaulards, aux fins de recensement et de fondement des analyses de marquage-recapture

- Surveillance acoustique, pour étudier la présence saisonnière et l'utilisation des différents types d'appels

- Prélèvements par biopsie sur les individus, pour établir les profils génériques, des acides gras et des isotopes stables afin d'évaluer le type de proie et les contaminants

- Échantillonnage de proie, pour déterminer le régime alimentaire et la composition des espèces

- Autopsie, pour recueillir plus de renseignements sur la biologie et l'écologie de l'espèce, et des renseignements sur l'état et la cause de décès d'un individu (p. ex. échantillonnage de l'estomac pour l'analyse du régime alimentaire; analyse des maladies présentes et des charges en contaminants)

- Relevés aériens et par bateau, pour étudier l'abondance et la répartition des cétacés visés par la LEP dans les eaux canadiennes du Pacifique. Des relevés par bateaux permettent également d'effectuer un échantillonnage des contenus stomacaux et par biopsie en cas de rencontre avec les espèces étudiées

- Analyses spatiales et saisonnières, en fonction des photographies et des données acoustiques, pour analyser les déplacements et l'utilisation de l'espace

- Analyses sociales, pour déterminer la structure sociale et l'organisation d'une population

- Modélisation de l'abondance, du taux de survie et de la croissance d'une population, et marquage par satellite (par Cascadia Research Collective, National Marine Fisheries Service de la National Oceanic and Atmospheric Administration, et North Gulf Oceanic Society), dans le but de mieux comprendre, respectivement, la dynamique de la population et son utilisation de l'espace

6.2 Orientation stratégique du rétablissement

Les stratégies générales définies pour l'épaulard du large et énumérées dans le tableau 2 visent à : répondre aux menaces réelles qui pèsent sur les épaulards du large et leur habitat; obtenir des données crédibles pour évaluer l'importance des menaces préoccupantes, mais non appuyées par des faits; atteindre une tendance stable ou à la hausse de l'abondance et de la diversité génétique de la population; assurer l'utilisation continue des eaux canadiennes du Pacifique par les épaulards du large; obtenir des renseignements de base sur la population ainsi que ses données démographiques et sa répartition; répondre aux autres besoins clés en matière d'information aux fins de rétablissement.

6.2.1 Stratégies générales pour le rétablissement de l’épaulard du large

1. Surveiller l'abondance de la population et les caractéristiques démographiques des épaulards du large et améliorer nos connaissances sur leur utilisation des eaux canadiennes du Pacifique

2. Veiller à ce que l'approvisionnement en nourriture des épaulards du large soit adéquat et accessible afin de permettre leur rétablissement

3. Veiller à ce que les perturbations découlant des activités humaines n'empêchent pas le rétablissement des épaulards du large

4. S'assurer que les polluants chimiques et biologiques n'empêchent pas le rétablissement des populations d'épaulards du large

5. Déterminer l'habitat essentiel à désigner et à protéger

Les approches générales pour appuyer ces stratégies générales sont indiquées dans le tableau 2. La majorité des approches devraient permettre d'obtenir des connaissances fondamentales sur la population d'épaulards du large. Des approches additionnelles devraient permettre de mieux comprendre les menaces anthropiques et naturelles qui ont été relevées et de les atténuer. Il est à noter que ces stratégies et approches sont complétées par les activités présentées dans le calendrier des études visant à désigner l'habitat essentiel (tableau 3).

Tableau 2. Tableau de planification du rétablissement

Stratégie générale	Description générale des approches de recherche et de gestion	Priorité[13]	Menace ou préoccupation visée
1	1-1. Surveiller l'abondance des épaulards du large, et améliorer nos connaissances sur l'identité et la structure de la population présente dans les eaux canadiennes du Pacifique	Élevée	Lacunes dans les connaissances – Restrictions et vulnérabilités naturelles
1	1-2. Mieux comprendre les effets de l'isolement sur la culture des épaulards du large	Moyenne	Lacunes dans les connaissances – Restrictions et vulnérabilités naturelles
1	1-3. Étudier la diversité génétique et l'histoire évolutive des épaulards du large, afin de déterminer s'ils constituent une population relique d'une population plus grande dans le passé, et de surveiller la tendance au fil du temps	Faible	Lacunes dans les connaissances – Restrictions et vulnérabilités naturelles
1	1-4. Préciser l'étendue de la menace pour la population d'épaulards du large. Affiner les connaissances sur la biologie générale, la physiologie, les charges en pathogènes et le profil pathogène des épaulards du large	Faible, jusqu'à ce que des préoccupations au sujet de la menace soient confirmées.	Lacunes dans les connaissances – Restrictions et vulnérabilités naturelles Contaminants de l'environnement
1	1-5. Déterminer la source ou la cause de cet état de la dentition et si elle présente un risque réel de restriction, menace ou vulnérabilité pour les épaulards du large	Faible	Lacunes dans les connaissances – Restrictions et vulnérabilités naturelles

[13] « Priorité » reflète le degré auquel l'approche contribue directement au rétablissement de l'espèce ou est un précurseur essentiel à une approche qui contribue au rétablissement de l'espèce.

- Les approches dont le niveau de priorité est « élevé » sont considérées comme étant susceptibles d'avoir une influence immédiate ou directe sur le rétablissement de l'espèce.
- Les approches dont le niveau de priorité est « moyen » sont importantes, mais leur influence sur le rétablissement de l'espèce est considérée comme indirecte ou moins immédiate.
- Les approches dont le niveau de priorité est « faible » sont considérées comme d'importantes contributions à la base de connaissances sur l'espèce et à l'atténuation des menaces.

Stratégie générale	Description générale des approches de recherche et de gestion	Priorité[13]	Menace ou préoccupation visée
1	1-6. Étudier l'étendue de la menace d'échouement pour la population d'épaulards du large	Faible	Perturbations acoustiques Perturbations physiques Restrictions et vulnérabilités naturelles
1	1-7. Mieux comprendre comment le changement climatique peut avoir une incidence, directe ou indirecte, sur les épaulards du large	Moyenne	Changement climatique
2	2-1. Mieux connaître et comprendre l'écologie de l'alimentation des épaulards du large	Élevée	Disponibilité des proies
2	2-2. Déterminer les principales espèces de proies, et mieux connaître les populations de proies, leur abondance et leurs aires de répartition	Élevée	Disponibilité des proies
2	2-3. Examiner les impacts potentiels de la limitation des proies sur les épaulards du large et la probabilité de réalisation de ces impacts	Élevée	Disponibilité des proies
2	2-4. Évaluer les répercussions découlant des modifications de la dynamique de l'écosystème sur la population d'épaulards du large	Faible	Changement climatique Restrictions et vulnérabilités naturelles Disponibilité des proies
3	3-1. Élaborer et mettre en œuvre une réglementation, des lignes directrices, des désignations de sanctuaires et d'autres mesures en vue de réduire ou d'éliminer les perturbations acoustiques sur les épaulards du large.Il n'est pas possible	Élevée	Perturbations acoustiques
3	3-2. Déterminer les valeurs de référence associées aux profils du bruit ambiant et anthropique et surveiller les	Élevée	Perturbations acoustiques

Stratégie générale	Description générale des approches de recherche et de gestion	Priorité[13]	Menace ou préoccupation visée
	sources du bruit et les changements qui surviennent dans l'exposition des épaulards du large au bruit sous-marin		
3	3-3. Déterminer les effets à court et à long terme de formes de perturbation chroniques et immédiates, notamment le bruit, sur la physiologie, l'alimentation et le comportement social des épaulards du large	Élevée	Perturbations acoustiques
3	3-4. Élaborer et mettre en œuvre une réglementation, des lignes directrices, des désignations de sanctuaires et d'autres mesures en vue de réduire ou d'éliminer les perturbations physiques sur les épaulards du large	Moyenne	Perturbations physiques
3	3-5. Déterminer les effets à court et à long terme de formes de perturbation chroniques et immédiates, notamment les bateaux, sur la physiologie, l'alimentation et le comportement social des épaulards du large	Moyenne	Perturbations physiques
4	4-1. Étudier les effets des polluants chimiques et biologiques sur la santé et la capacité de reproduction des épaulards du large à l'aide d'études scientifiques sur les individus en liberté et les individus en détresse	Élevée	Contaminants de l'environnement
4	4-2. Surveiller les niveaux de polluants chimiques et biologiques chez les épaulards du large, leurs proies et leur habitat	Élevée	Contaminants de l'environnement
4	4-3. Recenser et classer par ordre de priorité les sources des principaux polluants chimiques et biologiques qui touchent les épaulards du large et leur habitat	Élevée	Contaminants de l'environnement

Stratégie générale	Description générale des approches de recherche et de gestion	Priorité[13]	Menace ou préoccupation visée
4	4-4. Réduire l'introduction dans l'environnement de pesticides et d'autres produits chimiques qui pourraient nuire à la santé des épaulards du large ou de leurs proies au moyen de mesures comme des accords municipaux, provinciaux, nationaux et internationaux, l'éducation, la réglementation et l'application de la loi	Élevée	Contaminants de l'environnement
4	4-5. Atténuer les impacts des polluants « hérités » utilisés maintenant et autrefois dans l'environnement	Élevée	Contaminants de l'environnement
4	4-6. Réduire l'introduction de polluants biologiques, y compris d'agents pathogènes et d'espèces exotiques, dans les habitats des épaulards du large et de leurs proies	Élevée	Contaminants de l'environnement
5	5-1. Relever les principales zones d'alimentation et les autres habitats essentiels qu'utilisent les épaulards du large	Élevée	Disponibilité des proies
5	5-2. Protéger l'accès des épaulards du large à leur habitat essentiel	Élevée	Perturbations physiques
5	5-3. Encourager la collaboration transfrontalière dans la détermination et la protection de l'habitat essentiel	Élevée	Perturbations acoustiques

7. Habitat essentiel

7.1 Désignation de l’habitat essentiel de l’espèce

Il n'est pas possible de désigner l'habitat essentiel de l'épaulard du large pour le moment compte tenu de l'information actuellement disponible. Plus précisément, on manque d'information sur la répartition saisonnière de l'épaulard du large dans les eaux côtières extérieures et sur les proies qui peuvent déterminer la qualité de leur habitat (Ford et al. 2014). Le calendrier des études souligne les recherches requises pour déterminer l'habitat essentiel.

La désignation de l'habitat essentiel pour atteindre les objectifs en matière de population et de répartition sera abordée dans une version modifiée du présent programme de rétablissement.

7.2 Calendrier des études visant à désigner l’habitat essentiel

Des données à haute résolution sur la répartition saisonnière des épaulards du large, ainsi qu’une bonne compréhension des raisons pour lesquelles ils sont présents dans ces zones durant ces périodes, sont nécessaires pour déterminer leur habitat essentiel. Les activités décrites ci-dessous visent à répondre à ces besoins, dans le but de trouver au moins une partie de l’habitat essentiel de l’espèce pour l’inclure dans le ou les prochains plans d’action.

Tableau 3. Calendrier des études visant à désigner l’habitat essentiel

Description de l’activité	Justification	Échéancier
Poursuivre, dans les eaux intérieures et extérieures de la côte, les relevés par bateau, en concentrant les efforts sur les endroits que l’on pense que les épaulards du large occupent, en permettant : a. l’identification photographique; b. la collecte de fragments de proies et de matières fécales; c. les prélèvements par biopsie; d. les enregistrements acoustiques.	Les relevés par bateaux augmentent l’effort de collecte de données, en éclairant les analyses de la répartition et en permettant une meilleure compréhension des habitats confirmés et potentiels. L’identification photographique d’individus permet d’étudier la démographie, la dynamique et l’abondance de la population. La collecte de fragments de proies et de matières fécales est nécessaire pour les études du régime alimentaire, afin de déterminer l’importance et la qualité de chaque espèce de proie. L’échantillonnage par biopsie permet de procéder à des études génétiques et à des analyses des concentrations de contaminants, des acides gras et des isotopes stables. Les enregistrements acoustiques permettent : de déterminer les sous-ensembles de la population; de savoir si les sous-ensembles utilisent	Cinq ans, puis de façon régulière.

Description de l'activité	Justification	Échéancier
	l'aire de répartition différemment et de comprendre pourquoi; d'établir un lien entre les sons et l'état; de déterminer le rôle des vocalisations dans le comportement de quête de nourriture et la structure sociale.	
Déployer des dispositifs de surveillance acoustique à distance, et utiliser les enregistrements en temps réel, les observatoires câblés et autres nouvelles technologies opportunistes déployées (p. ex. planeurs océaniques).	Pour surveiller les épaulards du large toute l'année afin d'établir la saisonnalité de leurs activités, aider à peaufiner la conception des relevés par bateaux et obtenir une quantification de base du bruit présent dans les habitats clés.	Trois ans, puis de façon régulière.
Déployer des étiquettes (p. ex. émetteurs satellitaires, enregistreurs d'aspiration) sur les épaulards du large.	Pour faciliter l'interception des épaulards du large par des navires de recherche, afin de contribuer à la collecte de données et accroître la compréhension de l'habitat occupé ou potentiel, la compréhension des déplacements à petite et à grande échelle et le comportement de plongée.	Cinq ans, puis de façon régulière.
Recueillir des données sur les principales espèces de proies des épaulards du large des eaux canadiennes du Pacifique; étudier la répartition essentielle, les déplacements et les populations, en plus d'évaluer les stocks, dans la mesure du possible, y compris analyser les données existantes qui n'ont pas encore été étudiées et toutes les nouvelles données recueillies.	Pour mieux comprendre la répartition, les densités, les déplacements et les états des populations des espèces de proies clés, ainsi que les facteurs qui influent sur leur répartition et leur disponibilité (p. ex. processus océanographiques).	Cinq ans, puis de façon régulière.

8. Mesure des progrès

Les indicateurs de rendement présentés ci-après permettent de définir et de mesurer les progrès accomplis relativement à l'atteinte des objectifs en matière de population et de répartition.

- Mesures de l'objectif en matière de population :
  - Après avoir augmenté la précision des estimations de la taille de la population, observer ce qui suit :
    - nombre d'animaux stable ou en augmentation;
    - taux de mortalité stable ou plus faible et taux de recrutement stable ou accru;
    - tendance stable ou positive dans un sous-groupe indicateur de l'ensemble de la population.
  - Après avoir déterminé la structure de l'âge et du sexe de la population, pris connaissance de la diversité génétique de la population de référence et effectué

un suivi au fil du temps, observer si le niveau de la diversité génétique de la population est stable ou en augmentation.

- Mesures de l’objectif en matière de répartition : Le taux de détection de la surveillance à long terme indique une utilisation continue des eaux canadiennes du Pacifique.

9. Énoncé sur les plans d’action

Un ou plusieurs plans d’action visant à mettre en œuvre le présent programme de rétablissement seront élaborés dans les cinq ans suivant la publication de la version définitive du programme de rétablissement dans le Registre public des espèces en péril. Dans la mesure du possible, les efforts de rétablissement de cette population au Canada seront coordonnés avec les mesures mentionnées dans d'autres programmes de rétablissement, plans d’action ou plans de gestion de la LEP pour les mammifères marins.

Références

Ackleh, A.S., G.E. Ioup, J.W. Ioup, B. Ma, J.J. Newcomb, N. Pal, N.A. Sidorovskaia, and C. Tiemann. 2012. Assessing the Deepwater Horizon oil spill impact on marine mammal population through acoustics: endangered sperm whales. Journal of the Acoustical Society of America 131(3):2306-2314.

Anderson, D.M., P.M. Gilbert, and J.M. Burkholder. 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences. Estuaries 25(4):704-726.

André, M., M. Terada, and Y. Watanabe. 1997. Sperm whale (*Physeter macrocephalus*) behavioural response after the playback of artificial sounds. Report to the International Whaling Commission 47:499-504.

Antonio, F.J., R.S. Mendes, and S.M. Thomaz. 2011. Identifying and modeling patterns of tetrapod vertebrate mortality rates in the Gulf of Mexico oil spill. Aquatic Toxicology 105:177-179.

Bain, D.E. 1995. The use of sound to guide killer whales (*Orcinus orca*) entrapped in Barnes Lake, Alaska, to open water. Pp. 6, in Proceedings of the Eleventh Biennial conference on the Biology of Marine Mammals, Orlando, Florida. Society of Marine Mammalogy, San Francisco, California.

Bain, D.E., and M.E. Dahlheim. 1994. Effects of masking noise on detection thresholds of killer whales (*Orcinus orca*). Pp. 243-256, in T.R. Loughlin (ed.). Marine Mammals and the Exxon Valdez, Academic Press, Waltham.

Bain, D.E., and R. Williams. 2006. Long-range effects of airgun noise on marine mammals: responses as a function of received sound level and distance. Paper presented to International Whaling Commission Scientific Committee (SC/58/E35), June 2006, St. Kitts and Nevis, West Indies.

Balcomb, K.C., and D.E. Claridge. 2001. A mass stranding of cetaceans caused by naval sonar in the Bahamas. Bahamas Journal of Science 8:2-12.

Barrett-Lennard, L.G. 2000. Population structure and mating patterns of killer whales (*Orcinus orca*) as revealed by DNA analysis. Ph.D. dissertation, University of British Columbia, Vancouver, British Columbia, Canada. 97 pp.

Barrett-Lennard, L.G., and G. Ellis. 2001. Population structure and genetic variability in northeastern Pacific killer whales: towards and assessment of population viability. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2001/065. Fisheries and Oceans Canada. Ottawa. 35 pp.

Barrett-Lennard, L.G., J.K.B. Ford, and K.A. Heise. 1996. The mixed blessing of echolocation: differences in sonar use by fish-eating and mammal-eating killer whales (*Orcinus orca*). Animal Behaviour 51(3):553-565.

Bigg, M.A., P.F. Olesiuk, G.M. Ellis, J.K.B. Ford, and K.C. Balcomb. 1990. Social organization and genealogy of resident killer whales (*Orcinus orca*) in the coastal waters of British Columbia and Washington State. Report of the International Whaling Commission (Special Issue 12):383-405.

Bilbao, E., D. Raingeard, O.D. de Cério, M. Ortiz-Zarragoitia, P. Ruiz, U. Izagirre, A. Orbea, I. Marigomez, M.P. Cajaraville, and I. Cancio. 2010. Effects of exposure to Prestige-like heavy fuel oil and to perfluorooctane sulfonate on conventional biomarkers and target gene transcription in the thicklip grey mullet *Chelon labrosus*. Aquatic Toxicology 98:282–296.

Bjerregaard, P. 2012. Estrogen mimicking effects of xenobiotics in fish. Acta Veterinaria Scandinavica 54:S12.

Brown, D.W., B.B. McCain, B.H. Horness, C.A. Sloan, K.L. Tilbury, S.M. Pierce, D.G. Burrows, S. Chan, J.T. Landahl, and M.M. Krahn. 1998.Status, correlations and temporal trends of chemical contaminants in fish and sediments from selected sites on the Pacific coast of the USA. Marine Pollution Bulletin 37:67-85.

Caldwell, D.K., and D.H. Brown. 1964. Tooth wear as a correlate of described feeding behaviour by the killer whale, with notes on a captive specimen. Bulletin of the Southern California Academy of Sciences 63(3):128-140.

Cameron, W.M. 1941. Killer whales stranded near Masset. Progress report of the Pacific Biological Station, Nanaimo, British Columbia and Pacific Fisheries Experimental Station, Prince Rupert, British Columbia 49:17.

Cao, L., K. Caldeira, and A.K. Jain. 2007. Effects of carbon dioxide and climate change on ocean acidification and carbonate mineral saturation. Geophysical Research Letters 34(5):L05607.

Carl, G.C. 1946. A school of killer whales stranded at Estevan Point, Vancouver Island. Report for the Provincial Museum of Natural History and Anthropology 1945:B21-B28.

Carmichael, R.H., W.M. Graham, A. Aven, G. Worthy, and S. Howden. 2012. Were multiple stressors a ‘perfect storm’ for Northern Gulf of Mexico bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in 2011? PLoS ONE 7(7):e41155.

Casper, B.M., M.B. Halvorsen, and A.N. Popper. 2012. Are sharks even bothered by a noisy environment? Pp. 93, in A.N. Popper and A. Hawkins (eds.). The Effects of Noise on Aquatic Life, Springer, New York.

Casper, B.M., and D.A. Mann. 2009. Field hearing measurements of the Atlantic sharpnose shark, *Rhizoprionodon terraenovae.* Journal of Fisheries Biology 75:2768-2776.

Castellote, M., C.W. Clark, and M.O. Lammers. 2012. Acoustic and behavioural changes by fin whales (*Balaenoptera physalus*) in response to shipping and airgun noise. Biological Conservation 147(1):115-122.

Clapham, P.J., S.B. Young, and R.L. Brownell Jr. 1999. Baleen whales: conservation issues and the status of the most endangered populations. Mammal Review 29:35-60.

Clark, C.W., G.C. Gagnon. 2006. Considering the temporal and spatial scales of noise exposures from seismic surveys on baleen whales. Paper presented to International Whaling Commission Scientific Committee (SC/58/E9), June 2006, St. Kitts and Nevis, West Indies.

Colegrove, K.M., J.A. St. Leger, S. Raverty, S. Jang, M. Berman-Kowalewski, and J.K. Gaydos. 2010. *Salmonella* Newport omphaloarteritis in a stranded killer whale (*Orcinus orca*) neonate. Journal of Wildlife Diseases 46:1300-1304.

COSEWIC (Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada). 2006a. COSEWIC assessment and status report on the blue shark *Prionace glauca* (Atlantic and Pacific populations) in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. vii + 46 pp.

COSEWIC. 2006b. COSEWIC assessment and status report on the chinook salmon *Oncorhynchus tshawytscha* (Okanagan population) in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. vii + 41 pp.

COSEWIC. 2008. COSEWIC assessment and update status report on the Killer Whale *Orcinus orca*, Southern Resident population, Northern Resident population, West Coast Transient population, Offshore population and Northwest Atlantic / Eastern Arctic population, in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. viii + 65 pp.

COSEWIC. 2011. COSEWIC assessment and status report on the North Pacific Spiny Dogfish *Squalus suckleyi* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. x + 45 pp.

Dahlheim, M.E., A. Schulman-Janiger, N. Black, R. Ternullo, D. Ellifrit, and K.C. Balcomb III. 2008. Eastern temperate North Pacific offshore killer whales (*Orcinus orca*): Occurrence, movements, and insights into feeding ecology. Marine Mammal Science 24(3):719-729.

D'Amico, A., R.C. Gisiner, D.R. Ketten, J.A. Hammock, C. Johnson, P.L. Tyack, and J. Mead. 2009. Beaked whale strandings and naval exercises. Aquatic Mammals 35(4):452-472.

Darnerud, P.O. 2003. Toxic effects of brominated flame retardants in man and in wildlife. Environment International 29:841-853.

De Guise, S., J. Bernier, D. Martineau, P. Béland, and M. Fournier. 1996. Effects of in vitro exposure of beluga whale splenocytes and thymocytes to heavy metals. Environmental Toxicology and Chemistry 15(8):1357-1364.

DeRuiter, S.L., B.L. Southall, J. Calambokidis, W.M.X. Zimmer, D. Sadykova, E.A. Falcone, A.S. Friedlaender, J.E. Joseph, D. Moretti, G.S. Schorr, L. Thomas, and P.L. Tyack. 2013. First direct measurements of behavioural responses by Cuvier's beaked whales to mid-frequency active sonar. Biology Letters 9(4): 20130223.

DFO (Fisheries and Oceans Canada). 2007a. National Plan of Action for the Conservation and Management of Sharks. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa. 27 pp.

DFO. 2007b. Statement of Canadian Practice with respect to the Mitigation of Seismic Sound in the Marine Environment [accessed January 2013].

DFO. 2008. Recovery Strategy for the Northern and Southern Resident Killer Whales (*Orcinus orca*) in Canada. Species at Risk Act Recovery Strategy Series. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa. ix + 81 pp.

DFO. 2009a. Management Plan for the Offshore Killer Whale (*Orcinus orca*) in Canada. *Species at Risk Act* Management Plan Series. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa. v + 49 pp.

DFO. 2009b. Recovery Potential Assessment for basking sharks in Canadian Pacific waters. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Science Advisory Report 2009/046. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa. 10 pp.

DFO. 2010. Assessment of Spiny Dogfish (*Squalus acanthias*) in British Columbia in 2010. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Science Advisory Report 2010/057. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa. 11 pp.

DFO. 2013. Operational Guidelines for the Conservation of Cetaceans. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa. Unpublished. 7 pp.

Di lorio, L., and C.W. Clark. 2010. Exposure to seismic survey alters blue whale acoustic communication. Biology Letters 6:51-54.

Doney, S., V. Fabry, R. Feely, and J. Kleypas. 2009. Ocean acidification: The other CO_2 problem. Annual Review of Marine Science 1:169-192.

DND (Department of National Defence). 2008. Maritime Command Order: Marine Mammal Mitigation Procedures [MARCORD]. Unpublished. 46-13 (3A). 10 pp.

Dubey, J.P., R. Zarnke, N.J. Thomas, S.K. Wong, W. van Bonn, M. Briggs, J.W. Davis, R. Ewing, M. Mense, O.C.H. Kwok, S. Romand, R. Thulliez. 2003. *Toxoplasma gondii*, *Neospora caninum*, *Sarcocystis neurona*, and *Sarcocystis canis*-like infections in marine mammals. Veterinary Parasitology 116:275-296.

Durbin, E., G. Teegarden, R. Campbell, A. Cembella, M.F. Baumgartner, and B.R. Mate. 2002. North Atlantic right whales (*Eubalaena glacialis*), exposed to paralytic shellfish poisoning (PSP) toxins via a zooplankton vector, *Calanus finmarchicus*. Harmful Algae 1:243-251.

Ebert, D.A., K.J. Goldman, and A.M. Orlov. 2009. *Somniosus pacificus*, International Union for Conservation of Nature Red List of Threatened Species, Version 2012.2 (en anglais seulement) [accessed January 2013].

EC (Environment Canada). 1999. Disposal at Sea, Environment Canada [accessed January 2013].

Ellis, G.M., pers. comm. 2013. Email correspondence to E. Stredulinsky. September 2013. Research Technician, Cetacean Research Program, Fisheries and Oceans Canada, Nanaimo, British Columbia.

Endo, T., Y. Hotta, K. Haraguchi, and M. Sakata. 2003. Mercury contamination in the red meat of whales and dolphins marketed for human consumption in Japan. Environmental Science and Technology 37:2681-2685.

Endo, T., O. Kimura, Y. Hisamichi, Y. Minoshima, and K. Haraguchi. 2007. Age dependent accumulation of heavy metals in a pod of killer whales (*Orcinus orca*) stranded in the northern area of Japan. Chemosphere 67:51-59.

Endo, T., O. Kimura, Y. Hisamichi, Y. Minoshima, K. Haraguchi, C. Kakumoto, and M. Kobayashi. 2006. Distribution of total mercury, methyl mercury and selenium in a pod of killer whales (*Orcinus orca*) stranded in the northern area of Japan: Comparison of mature females with calves. Environmental Pollution 144:145-150.

Engås, A., S. Løkkeborg, E. Ona, and A.V. Soldal. 1996. Effects of seismic shooting on local abundance and catch rates of cod (*Gadus morhua*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53:2238-2249.

Erbe, C. 2002. Underwater noise of whale-watching boats and potential effects on killer whales (*Orcinus orca*), based on an acoustic impact model. Marine Mammal Science 18(20):394-418.

Eriksson, B.K., L. Ljunggren, A. Sandström, G. Johansson, J. Mattila, A. Rubach, S. Råberg, and M. Snickars. 2009. Declines in predatory fish promote bloom-forming macroalgae. Ecological Applications 19(8):1975-1988.

Evans, D.L., and England, G. 2001. Bahamas marine mammal stranding event of 15-16 March 2000, National Oceanic and Atmospheric Administration and US Navy Joint Interim Report (en anglais seulement) [accessed October 2018].

FAO (Food and Agricultural Organization of the United Nations). 1999. International Plan of Action for the conservation and management of sharks. Food and Agricultural Organization of the United Nations. Rome. 8 pp.

Filadelfo, R., J. Mintz, E. Michlovich, A. D'Amico, P.L. Tyack, and D.R. Ketten. 2009. Correlating military sonar use with beaked whale mass strandings: what do the historical data show? Aquatic Mammals 35(4):435-444.

Foote, A.D., R.W. Osborne, and A.R. Hoelzel. 2004. Whale-call response to masking boat noise. Nature 428:910.

Ford, J. K. B. 1991. Vocal traditions among resident killer whales (*Orcinus orca*) in coastal waters of British Columbia. Canadian Journal of Zoology 69(6):1454-1483.

Ford, J.K.B. pers. comm. 2013. Conversation with J. Thar et al. November 2013. Research Scientist, Cetacean Research Program, Fisheries and Oceans Canada, Nanaimo, British Columbia.

Ford, J.K.B., and G.M. Ellis. 1999. Transients: Mammal-Hunting Killer Whales. UBC Press, Vancouver, British Columbia. 96 pp.

Ford, J.K.B., and G.M. Ellis. 2014. You are what you eat: ecological specializations and their influence on the social organization and behaviour of killer whales. Pp. 75-98, in Yamagiwa, J., and L. Karczmarski (eds.). Primates and Cetaceans: Field Research and Conservation of Complex Mammalian Societies, Springer, New York.

Ford, J.K.B., G.M. Ellis, and K. Balcomb. 2000. Killer Whales: The Natural History and Genealogy of Orcinus orca in British Columbia and Washington. UBC Press, Vancouver, British Columbia. 104 pp.

Ford, J.K.B., G.M. Ellis, C.O. Matkin, M.H. Wetklo, L.G. Barrett-Lennard, and R.E. Withler. 2011. Shark predation and tooth wear in a population of northeastern Pacific killer whales. Aquatic Biology 11:213-224.

Ford, J.K.B., G.M. Ellis, and L.M. Nichol. 1992. Killer whales of the Queen Charlotte Islands: a preliminary study of the abundance, distribution and population identity of *Orcinus orca* in the waters of Haida Gwaii. Canadian Parks Service, Queen Charlotte City, British Columbia. 69 pp.

Ford, J.K.B., and H.D. Fisher. 1982. Killer whale (*Orcinus orca*) dialects as an indicator of stocks in British Columbia. Report of the International Whaling Commission 32:671-679.

Ford, J.K.B., E.H. Stredulinsky, G.M. Ellis, J.W. Durban, and J.F. Pilkington. 2014. Offshore Killer Whales in Canadian Pacific Waters: Distribution, Seasonality, Foraging Ecology, Population Status and Potential for Recovery. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2014/088. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa. vii + 55 pp.

Ford, J.K.B., E.H. Stredulinsky J.R. Towers, and G.M. Ellis. 2013. Information in support of the identification of critical habitat for Transient Killer Whales (*Orcinus orca*) off the west coast of Canada. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2012/155. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa. vi + 46 pp.

Ford, J.K.B., B.M. Wright, G.M. Ellis, and J.R. Candy. 2010. Chinook salmon predation by resident killer whales: seasonal and regional selectivity, stock identity of prey, and consumption rates. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2009/101. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa. iv + 43 pp.

Ford, M.J., T. Cooney, P. McElhany, N. Sands, L. Weitkamp, J. Hard, M. McClure, R. Kope, J. Myers, A. Albaugh, K. Barnas, D. Teel, P. Moran, and J. Cowen. 2011a. Status review update for Pacific salmon and steelhead listed under the Endangered Species Act: Pacific Northwest. National Oceanic and Atmospheric Administration Technical Memorandum NMFS-NWFSC-113. US Department of Commerce, Washington, DC. 281 pp.

Ford, M.J., M.B. Hanson, J.A. Hempelmann, K.L. Ayres, C.K. Emmons, G.S. Schorr, R.W. Baird, K.C. Balcomb, S.K. Wasser, K.M. Parsons, and K. Balcomb-Bartok. 2011b. Inferred paternity and male reproductive success in a killer whale (*Orcinus orca*) population. Journal of Heredity 102(5):537-553.

Forney, K.A., and P.R. Wade. 2006. Worldwide distribution and abundance of killer whales. Pp. 145-162, in J.A. Estes, D.P. Demaster, D.F. Doak, T.M. Williams, and R.L. Brownell (eds.).

Whales, Whaling and Ocean Ecosystems. University of California Press, Berkeley, California.

Gaydos, J.K., K.C. Balcomb III, R.W. Osborne, and L. Dierauf. 2004. Evaluating potential infectious disease threats for southern resident killer whales, *Orcinus orca*: a model for endangered species. Biological Conservation 117:253-262.

Goldbogen, J.A., B.L. Southall, S.L. DeRuiter, J. Calambokidis, A.S. Friedlaender, E.L. Hazen, E.A. Falcone, G.S. Schorr, A. Douglas, D.J. Moretti, C. Kyburg, M.F. McKenaa, and P.L. Tyack. 2013. Blue whales respond to simulated mid-frequency military sonar. Proceedings of the Royal Society B 280(1675):20130657.

Grant, S.C.H., and P.S. Ross. 2002. Southern resident killer whales at risk: toxic chemicals in the British Columbia and Washington environment. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Science 2412:1-111.

Guerrero-Ruiz, M., M.H. Perez-Cortes, Z.M. Salinas, and R.J. Urban. 2006. First mass stranding of killer whales (*Orcinus orca*) in the Gulf of California, Mexico. Aquatic Mammals 32(3):265-272.

Hall, A.J., O.I. Kalantzi, and G.O. Thomas. 2003. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in grey seals during the first year of life – are they thyroid hormone endocrine disrupters? Environmental Pollution 126:29-37.

Hallegraeff, G.M. 1992. Harmful algal blooms in the Australian region. Marine Pollution Bulletin 25(5):186-190.

Hallegraeff, G.M. 1998. Transport of toxic dinoflagellates via ships' ballast water: bioeconomic risk assessment and efficacy of possible ballast water management strategies. Marine Ecology Progress Series 168:297-309.

Hallegraeff, G.M. 2010. Ocean climate change, phytoplankton community responses, and harmful algal blooms: a formidable predictive challenge. Journal of Phycology 46(2):220-235.

Hare, S.R. 2010. Assessment of the Pacific halibut stock at the end of 2009. Pp. 91-170, in International Pacific Halibut Commission Report of Assessment and Research Activities 2009. International Pacific Halibut Commission, Seattle, WA.

Hare, S.R., and N.J. Mantua. 2000. Empirical evidence for North Pacific regime shifts in 1977 and 1989. Progress in Oceanography 47:103-145.

Harvell D., S. Altizer, I.M. Cattadori, L. Harrington, and E. Weil. 2009. Climate change and wildlife diseases: When does the host matter the most? Ecology 90(4):912 - 920.

Haulena, M., pers. comm. 2013. Contribution during Transient and Offshore Killer Whale Technical Workshop. March 2013. Staff Veterinarian, Vancouver Aquarium, Vancouver, British Columbia.

Heise, K., L.G. Barrett-Lennard, J.K.B. Ford, and G. Ellis. 1993. Killer whales of the Queen Charlotte Islands: Results of research on the abundance, distribution, and population

identity of *Orcinus orca* in the waters of Haida Gwaii in 1992. Canadian Parks Service, Queen Charlotte City, British Columbia. vi + 36pp.

Herman, D.P., D.G. Burrows, P.R. Wade, J.W. Durban, C.O. Matkin, R.G. Leduc, and L.G. Barrett-Lennard. 2005. Feeding ecology of eastern North Pacific killer whales (*Orcinus orca*) from fatty acid, stable isotope, and organochlorine analyses of blubber biopsies. Marine Ecology Progress Series 302:275-291.

Hoegh-Guldberg, O., and J.F. Bruno. 2010. The impact of climate change on the world's marine ecosystems. Science 328(5985):1523-1528.

Hoelzel, A.R., M. Dahlheim, and S.J. Stern. 1998. Low genetic variation among killer whales (*Orcinus orca*) in the Eastern North Pacific and genetic differentiation between foraging specialists. Journal of Heredity 89:121-128.

Holt, M.M. 2008. Sound exposure and southern resident killer whales (*Orcinus orca*): A review of current knowledge and data gaps. National Oceanic and Atmospheric Administration Technical Memorandum NMFS_NWFSC-89. US Department of Commerce, Washington, DC. xiv + 59pp.

Holt, M.M., D.P. Noren, and C.K. Emmons. 2012. Does vessel noise affect the use of sound by foraging *Orcinus orca* (killer whales)? Pp. 327-330, in A.N. Popper and A. Hawkings (eds.). Advances in Experimental Medicine and Biology (Issue 730: The Effects of Noise on Aquatic Life), Springer, New York.

Holt, M.M., V. Veirs, and S. Veirs. 2008. Noise effects on the call amplitude of southern resident killer whales (*Orcinus orca*). Bioacoustics 17(1-3):164-166.

Jamieson, G.S., and G.D. Heritage. 1987. Experimental flying squid fishing off British Columbia, 1985 and 1986. Canadian Industry Report of Fisheries and Aquatic Sciences 179. 103pp.

Jensen, A.S. pers. comm. 2014. Conversation with P. Cottrell. May 2014. Alaska National Marine Fisheries Service Stranding Program Coordinator, National Oceanic and Atmospheric Administration, Juneau, AK.

Jepson, P.D., S. Brew, A.P. MacMillan, J.R. Baker, J. Barnett, J.K. Kirkwood, T. Kuiken, I.R. Robinson, and V.R. Simpson. 1997. Antibodies to *Brucella* in marine mammals around the coast of England and Wales. The Veterinary Record 141:513–515.

Johnson, A., and N. White. 2014. Ocean acidification: the other climate change issue. American Scientist 102(1):60-63.

Lusseau, D., D.E. Bain, R. Williams, and J.C. Smith. 2009. Vessel traffic disrupts the foraging behaviour of southern resident killer whales *Orcinus orca*. Endangered Species Research 6:211-221.

King, J.R. and G.A. McFarlane. 2009. Biological results of the Strait of Georgia spiny dogfish (*Squalus acanthias*) longline survey October 10-22, 2008. Canadian Data Report of Fisheries and Aquatic Sciences 1220. 27pp.

Kleiber, P., S. Clarke, K. Bigelow, H. Nakano, M. McAllister, and Y. Takeuchi. 2009. North Pacific blue shark stock assessment. National Oceanographic and Atmospheric Administration Technical Memorandum NMFS-PIFSC-17. US Department of Commerce, Washington, DC. 74 pp.

Kope, R., and C.K. Parken. 2011. Recent Trends in Abundance of Chinook salmon stocks from British Columbia, Washington, Oregon, and California. In Evaluating the Effects of Salmon Fisheries on Southern Resident Killer Whales: Workshop 1, September 21-23, 2011. NOAA National Marine Fisheries Service and DFO, Seattle, WA.

Krahn, M.M., D.P. Herman, C.O. Matkin, J.W. Durban, and L.G. Barrett-Lennard. 2007. Use of chemical tracers in assessing the diet and foraging regions of eastern North Pacific killer whales. Marine Environmental Research 63(2): 91-114.

Lachmuth, C.L., L.G. Barrett-Lennard, D.Q. Steyn, and W.K. Milsom. 2011. Estimation of southern resident killer whale exposure to exhaust emissions from whale-watching vessels and potential adverse health effect and toxicity thresholds. Marine Pollution Bulletin 62(4):792-805.

Lai, K.M., M.D. Scrimshaw, and J.N. Lester. 2002. Prediction of the bioaccumulation factors and body burden of natural and synthetic estrogens in aquatic organisms in river systems. Science of the Total Environment 289:159-168.

Leatherwood, J.S., and M.E. Dahlheim. 1978. Worldwide distribution of pilot whales and killer whales. Report No. 443. Naval Ocean Systems Center, San Diego, CA.

Liney, K.E., J.A. Hagger, C.R. Tyler, M.H. Depledge, T.S. Galloway, and S. Jobling. 2006. Health effects in fish of long-term exposure to effluents from wastewater treatment works. Environmental Health Perspectives 114:81-89.

Ling, S.D. 2008. Range expansion of a habitat-modifying species leads to loss of taxonomic diversity: a new and impoverished reef state. Oecologia 156(883):883-894.

London, J.M. 2006. Harbor seals in Hood Canal: predators and prey. PhD dissertation. University of Washington, Seattle, WA. 100 p.

MacDonald, R.W., T. Harner, and J. Fyfe. 2005. Recent climate change in the Arctic and its impact on contaminant pathways and interpretation of temporal trend data. Science of the Total Environment 342:5-86.

Malme, C.I., P.R. Miles, C.W. Clark, P. Tyack, and J.E. Bird. 1983. Investigations on the potential effects of underwater noise from petroleum industry activities on migrating gray whale behavior. Report No. 5366 to the Minerals Management Service, US Department of the Interior, NTIS PB86-174174, Washington, DC.

Martoja, R., and R.J. Berry. 1980. Identification of tiemannite as a probable product of demethylation of mercury by selenium in cetaceans, a complement scheme of the biological cycle of mercury. Vie Milieu 30:7-10.

Matkin, C.O., J.W. Durban, E.L. Saulitis, R.D. Andrews, J.M. Straley, D.R. Matkin, and G.M. Ellis. 2012. Contrasting abundance and residency patterns of two sympatric populations of

transient killer whales (Orcinus orca) in the northern Gulf of Alaska. Fishery Bulletin 110:143-155.

Matkin, C.O., G.M. Ellis, E.L. Saulitis, L.G. Barrett-Lennard, and D.R. Matkin. 1999. Killer Whales of Southern Alaska. North Gulf Oceanic Society, Homer, AK.

Matkin, C.O., E.L. Saulitis, G.M. Ellis, P. Olesiuk, and S.D. Rice. 2008. Ongoing population-level impacts on killer whales Orcinus orca following the 'Exxon Valdez' oil spill in Prince William Sound, Alaska. Marine Ecology Progress Series 356:269-281.

Matkin, C.O., D. Schel, G. Ellis, L. Barrett-Lennard, H. Jurk, and E. Saulitis. 1998. Comprehensive Killer Whale investigation, Exxon Valdez oil spill restoration project annual report (Restoration Project 97012). North Gulf Oceanic Society, Homer, AK.

McCallum, H., D. Harvell, and A. Dobson. 2003. Rates of spread of marine pathogens. Ecological Letters 6:1062-1067.

McCauley, R.D., J. Fewtrell, and A.N. Popper. 2003. High intensity anthropogenic sound damages fish ears. Journal of the Acoustical Society of America 113(1):638-642.

McDonald, M.A., J.A. Hildebrand, and S.M Wiggins. 2006. Increases in deep ocean ambient noise in the Northeast Pacific west of San Nicolas Island, California. Journal of the Acoustical Society of America 120(2):711-718.

McMeans, B.C., K. Borgå, W.R. Bechtol, D. Higginbotham, and A.T. Fisk. 2007. Essential and non-essential element concentration in two sleeper shark species collected in arctic waters. Environmental Pollution 148:281-290.

Melcón, M.L., A.J. Cummins, S.M. Kerosky, L.K. Roche, S.M. Wiggins, and J.A. Hildebrand. 2012. Blue whales respond to anthropogenic noise. PLoS ONE 7(2):e32681.

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, and P.A. Conrad. 2002. Coastal freshwater run-off is a risk factor for *Toxoplasma gondii* infection of southern sea otters (*Enhydra lutris nereis*). International Journal of Parasitology 32:997-1006.

Miller, P.J.O., N. Biassoni, A. Samuels, and P.I. Tyack. 2000. Whale songs lengthen in response to sonar. Nature 405:903.

Miller, P.J.O., P.H. Kvadsheim, F-P.A. Lam, P.J. Wensveen, R. Antunes, A.C. Alves, F. Visser, L. Kleivane, P.L. Tyack, and L.D. Sivle. 2012. The severity of behavioural changes observed during experimental exposures of killer (*Orcinus orca*), long-finned pilot (*Globicephala melas*), and sperm (*Physeter macrocephalus*) whales to naval sonar. Aquatic Mammals 38(4):362-401.

Morin, P.A., pers. comm. 2014. Phone conversation with J. Ford. April 2014. Research Molecular Geneticist, National Oceanic and Atmospheric Administration, La Jolla, CA.

Morin, P.A., F.I. Archer, A.D. Foote, J. Vilstrup, E.E. Allen, P. Wade, J. Durban, K. Parsons, R. Pitman, L. Li, P. Bouffard, S.C. Abel Nielsen, M. Rasmussen, E. Willerslev, M. Thomas, P. Gilbert, and T. Harkins. 2010. Complete mitochondrial genome

phylogeographic analysis of killer whales (*Orcinus orca*) indicates multiple species. Genome Research 20:908-916.

Morin, P.A., R.G. Leduc, K.M. Robertson, N.M. Hedrick, W.F. Perrin, M. Etnier, P. Wade, and B.L. Taylor. 2006. Genetic analysis of killer whale (*Orcinus orca*) historical bone and tooth samples to identify western U.S. ecotypes. Marine Mammal Science 22(4):897-909.

Mos, L., B. Morsey, S.J. Jeffries, M.B. Yunker, S. Raverty, S. de Guise, and P.S. Ross. 2006. Chemical and biological pollution contribute to the immunological profiles of free-ranging harbour seals. Environmental Toxicology and Chemistry 25:3110-3117.

Mos, L., P.S. Ross, D. McIntosh, and S. Raverty. 2003. Canine distemper virus in river otters in British Columbia as an emergent risk for coastal pinnipeds. Veterinary Record 152:237-239.

Munk, W.H., and A.M.G. Forbes. 1989. Global ocean warming: an acoustic measure? Journal of Physical Oceanography 19:1765–1778.

Myers, J. 2011. Frame of Reference: Understanding the distribution of historical Chinook salmon populations. In Evaluating the Effects of Salmon Fisheries on Southern Resident Killer Whales: Workshop 1, September 21-23, 2011. NOAA National Marine Fisheries Service and DFO, Seattle, WA.

Myrberg Jr., A.A. 2001. The acoustical biology of elasmobranchs. Environmental Biology of Fishes 60:31-45.

Myrberg Jr., A.A., S.J. Ha, S. Walewski, and J.C. Banbury. 1972. Effectiveness of acoustic signals in attracting epipelagic sharks to an underwater sound source. Bulletin of Marine Science 22(4):926-949.

Nagpal, N.K., and C.L. Meays. 2009. Water quality guidelines for pharmaceutically active-compounds (PhACs): 17α-ethinylestradiol (EE2). Technical Appendix prepared for British Columbia Ministry of Environment, September 2009, Victoria, British Columbia.

Nikinmaa, M. 2013. Climate change and ocean acidification—interactions with aquatic toxicology. Aquatic Toxicology 126:365-372.

NIMMSA (North Island Marine Mammal Stewardship Association). 2012. Code of Conduct, North Island Marine Mammal Stewardship Association (en anglais seulement) [accessed March 2013].

NMFS (National Marine Fisheries Service). 2005. Assessment of acoustic exposures on marine mammals in conjunction with USS Shoup active sonar transmissions in the eastern Strait of Juan de Fuca and Haro Strait, Washington, 5-May-2003. NOAA National Marine Fisheries Service, Washington, DC. 13 pp.

NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). 2011. Be Whale Wise: Marine Wildlife Guidelines for Boaters, Paddlers and Viewers (en anglais seulement) [accessed March 2014].

Nowacek, D.P., L.H. Thorne, D.W. Johnston, P.L. Tyack. 2007. Response of cetaceans to anthropogenic noise. Mammal Review 37(2):81-115.

Noyes, P.D., M.K. McElwee, H.D. Miller, B.W. Clark, L A. van Tiem, K.C. Walcott, K.N. Erwin, and E.D. Levin. 2009. The toxicology of climate change: environmental contaminants in a warming world. Environment International 35(6):971-986.

NRC (National Research Council). 2003. Oil in the Sea III: Inputs, Fates, and Effects. Ocean Studies Board, Marine Board, Divisions of Earth and Life Studies, and Transportation Research Board of the National Research Council of the National Academies. National Academies Press, Washington, DC. 265 pp.

Nuka Research. 2013. West Coast Spill Response Study, Volume 2: Vessel Traffic Analysis, Report to British Columbia Ministry of Environment (en anglais seulement) [accessed January 2014].

O'Connor, S., R. Campbell, H. Cortez, and T. Knowles. 2009. Whale Watching Worldwide: tourism numbers, expenditures and expanding economic benefits. International Fund for Animal Welfare, Yarmouth, MA.

O'Hara, P.D., pers. comm. 2014. Conversation with J. Thar. January 2014. Birds Oiled at Sea Scientist, Canadian Wildlife Service, Environment Canada, Sidney, British Columbia.

Olesiuk, P.F., G.M. Ellis, and J.K.B. Ford. 2005. Life history and population dynamics of northern resident killer whales (*Orcinus orca*) in British Columbia. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2005/045. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa. 75 pp.

Omata, Y., Y. Umeshita, M. Watarai, M. Tachibana, M. Sasaki, K. Murata, and T.K. Yamada. Investigation for presence of *Neospora caninum*, *Toxoplasma gondii* and *Brucella*-species infection in killer whales (*Orcinus orca*) mass-stranded on the coast of Shiretoko, Hokkaido, Japan. Journal of Veterinary Medical Science 68:523-526.

Orr, J.C., V.J. Fabry, O. Aumont, L. Bopp, S.C. Doney, R.A. Feely, A. Gnanadesikan, N. Gruber, A. Ishida, F. Joos, R.M. Key, K. Lindsay, E. Maier-Reimer, R. Matear, P. Monfray, A. Mouchet, R.G. Najjar, G-K. Plattner, K.B. Rodgers, C.L. Sabine, J.L. Sarmiento, R. Schlitzer, R.D. Slater, I.J. Totterdell, M-F. Weirig, Y. Yamanaka, and A. Yool. 2005. Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. Nature 437:681-686.

Osborne, R.W., K. Koski, and R. Otis. 2003. Trends in whale watching traffic around southern resident killer whales. PowerPoint presentation from The Whale Museum, Friday Harbor, Washington.

Pachauri, R., and A. Reisinger (eds.). 2008. Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report. International Panel on Climate Change, IPCC Secretariat, Geneva.

Pirotta, E., R. Milor, N. Quick, D. Moretti, N. Di Marzio, P. Tyack, I. Boyd, and G. Hastie. 2012. Vessel noise affects beaked whale behavior: results of a dedicated acoustic response study. PLoS ONE 7(8):e42535.

PMV (Port Metro Vancouver). 2013. Roberts Bank Terminal 2 Project Description Executive Summary (en anglais seulement) [accessed February 2014].

PWWA (Pacific Whale Watchers Association). n.d. Best Practices Guidelines (en anglais seulement) [accessed June 2017].

Raverty, S., pers. comm. 2014a. Email to P. Cottrell. May 2014. Veterinary Pathologist, British Columbia Ministry of Agriculture and Lands, Abbotsford, British Columbia.

Raverty, S., pers. comm. 2014b. Email to J. Thar. July 2014. Veterinary Pathologist, British Columbia Ministry of Agriculture and Lands, Abbotsford, British Columbia.

Reeves, R.R., W.F. Perrin, B.L. Taylor, C.S. Baker, and S.L. Mesnick. 2004. Report of the Workshop on Shortcomings of Cetacean Taxonomy in Relation to Needs of Conservation and Management, April 20-May 2, 2004, La Jolla, California. National Oceanographic and Atmospheric Administration Technical Memorandum NMFS-SWFSC 363. US Department of Commerce, Washington, DC. 94 pp.

Reijnders, P.J.H. 1986. Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters. Nature 324:456-457.

Reijnders, P.J.H. 1994. Toxicokinetics of chlorobiphenyls and associated physiological responses in marine mammals, with particular reference to their potential for ecotoxicological risk assessment. The Science of the Total Environment 154:229-236.

Richardson, W.J., and M.T. Williams. 2004. Monitoring of industrial sounds, seals, and bowhead whales near BP's Northstar Oil Development, Alaskan Beaufort Sea, 1999-2003. Report from LGL Ltd., Greeneridge Sciences Inc. and WEST Inc., for BP Explorations Inc., Anchorage, AK.

Rolland, R.M., S.E. Parks, K.E. Hunt, M. Castellote, P.J. Corkeron, D.P. Nowacek, S.K. Wasser, and S.D. Kraus. 2012. Evidence that ship noise increases stress in right whales. Proceedings of the Royal Society B 279:2363-2368.

Ross, P.S. 2006. Fireproof killer whales (*Orcinus orca*): flame- retardant chemicals and the conservation imperative in the charismatic icon of British Columbia, Canada. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 63:224-234.

Ross, P.S., G.M. Ellis, M.G. Ikonmou, L.G. Barrett-Lennard, and R.F. Addison. 2000. High PCB concentrations in free-ranging Pacific killer whales, *Orcinus orca*: Effects of age, sex and dietary preference. Marine Pollution Bulletin 40(6):504-515.

Rowles, T.K., L.S. Schwacke, R.S. Wells, J.T. Saliki, L. Hansen, A. Hohn, F. Townsend, R.A. Sayre, and A.J. Hall. 2011. Evidence of susceptibility to morbillivirus infection in cetaceans from the United States. Marine Mammal Science 27(1):1-19.

Samanta, S.K., O.V. Singh, and R.K. Jain. 2002. Polycyclic aromatic hydrocarbons: environmental pollution and bioremediation. Trends in Biotechnology 20:243–248.

Schmitt, C.C., and B.E. Skud. 1978. Relation of fecundity to longterm changes in growth, abundance, and recruitment. International Pacific Halibut Commission Scientific Report No. 66, International Pacific Halibut Commission, Seattle, WA. 31 pp.

Scholik, A.R., and H.Y. Yan. 2002. The effects of noise on the auditory sensitivity of the bluegill sunfish, *Lepomis macrochirus*. Comparative Biochemistry and Physiology 133A:43-52.

Skalski, J.R., W.H. Pearson, and C.I. Malme. 1992. Effects of sounds from a geophysical survey device on catch-per-unit-effort in a hook-and-line fishery for rockfish (*Sebastes* spp.). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 49:1357-1365.

Slater, C.H., M.S. Fitzpatrick, and C.B. Schreck. 1995. Androgens and immunocompetence in salmonids: specific binding in and reduced immunocompetence of salmonid lymphocytes exposed to natural and synthetic androgens. Aquaculture 136(3):363-370.

Spaven, L., pers. comm. 2017. Telephone correspondence with C. McMillan. Cetacean Research Program, Fisheries and Oceans Canada, Nanaimo, British Columbia

Stachowicz, J.J., J.R. Terwin, R.B. Whitlatch, and R.W. Osman. 2002. Linking climate change and biological invasions: ocean warming facilitates nonindigenous species invasions. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 99(24):15497-15500.

Stewart, I.J., B.M. Leaman, S. Martell, and R.A. Webster. 2013. Assessment of the Pacific halibut stock at the end of 2012. Pp. 32-47, in International Pacific Halibut Commission Report of Assessment and Research Activities 2012. International Pacific Halibut Commission, Seattle, WA.

Tabuchi, M., N. Veldhoen, N. Dangerfield, S.J. Jeffries, C.C. Helbing, and P.S. Ross. 2006. PCB-related alteration of thyroid hormones and thyroid hormone receptor gene expression in free-ranging harbour seals (*Phoca vitulina*). Environmental Health Perspective 114:1024-1031.

Taylor, B.L., R. Baird, J. Barlow, S.M. Dawson, J. Ford, J.G. Mead, G. Notarbartolo di Sciara, P. Wade, and R.L. Pitman. 2013. *Orcinus orca*, International Union for Conservation of Nature Red List of Threatened Species, Version 2012.2 (en anglais seulement) [accessed October 2013].

Tyack, P.L., W.M.X. Zimmer, D. Moretti, B.L. Southall, D.E. Claridge, J.W. Durban, C.W. Clark, A. D'Amico, N. DiMarzio, S. Jarvis, E. McCarthy, R. Morrissey, J. Ward, and I.L. Boyd. 2011. Beaked whales respond to simulated and actual navy sonar. PLoS ONE 6(3):e17009.

Vajda, A.M., L.B. Barber, J.L. Gray, E.M. Lopez, J.D. Woodling, and D.O. Norris. 2008. Reproductive disruption in fish downstream from an estrogenic wastewater effluent. Environmental Science and Technology 42(9):3407-3414.

Van Bressem, M.F., and K. Van Waerebeek. 1996. Epidemiology of poxvirus in small cetaceans from the Eastern South Pacific. Marine Mammal Science 12(3):371-382.

Van Bressem, M.F., K. Van Waerebeek, and J.A. Raga. 1999. A review of virus infections of cetaceans and the potential impact of morbilliviruses, poxviruses, and papillomaviruses on host population dynamics. Diseases of Aquatic Organisms 38:53–65.

Van Dolah, F.M. 2000. Marine algal toxins: origins, health effects, and their increased occurrence. Environmental Health Perspectives 108(1): 133-141.

Van Dolah, F.M. 2005. Effects of Harmful Algal Blooms. Pp. 85-99, in Reynolds III, J.E., W.F. Perrin, R.R. Reeves, S. Montgomery, and T.J. Ragen (eds.). Marine Mammal Research: Conservation Beyond Crisis, The Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD.

Wallace, S., G. McFarlane, S. Campana, and J.R. King. 2009. Status of spiny dogfish in Atlantic and Pacific Canada. Pp. 313-334, in V.F. Gallucci, G.A. McFarlane, and G.G. Bargmann (eds.). Biology and management of spiny dogfish sharks, American Fisheries Society, Bethesda, MD.

Williams, R., C.W. Clark, D. Ponirakis, and E. Ashe. 2013. Acoustic quality of critical habitats for three threatened whale populations. Animal Conservation 17(2):174-185.

Williams, R., S. Gero, L. Bejder, J. Calambokidis, S.D. Kraus, D. Lusseau, A.J. Read, and J. Robbins. 2011. Underestimating the damage: interpreting cetacean carcass recoveries in the context of the Deepwater Horizon/BP incident. Conservation Letters 4:228-233.

Williams, R., D. Lusseau, and P.S. Hammond. 2006. Estimating relative energetic costs of human disturbance to killer whales (*Orcinus orca*). Biological Conservation 133(3):301-311.

Williams, R., A.W. Trites, and D.E. Bain. 2002. Behavioural responses of killer whales (*Orcinus orca*) to whale-watching boats: opportunistic observations and experimental approaches. Journal of the Zoological Society of London 256:255-270.

Williams, T.H., S.T. Lindley, B.C. Spence, and D.A. Boughton. 2011. Status review update for Pacific salmon and steelhead listed under the Endangered Species Act: Southwest. National Oceanographic and Atmospheric Administration Technical Memorandum. US Department of Commerce, Washington, DC. 106 pp.

Williams, T.M., J.A. Estes, D.F. Doak, and A.M. Springer. 2004. Killer Appetites: Assessing the Role of Predators in Ecological Communities. Ecology 85(12):3373-3384.

Annexe A : Effets sur l'environnement et les autres espèces

Une évaluation environnementale stratégique (EES) est effectuée pour tous les documents de planification du rétablissement en vertu de la LEP, conformément à La directive du Cabinet sur l'évaluation environnementale des projets de politiques, de plans et de programmes. Ce type d'évaluation vise à intégrer des considérations environnementales dans l'élaboration de politiques publiques, de plans et de propositions de programme pour appuyer une prise de décision éclairée en matière d'environnement et évaluer si les résultats d'un document de planification du rétablissement peuvent avoir des répercussions sur certains éléments de l'environnement ou sur les objectifs et les cibles de la Stratégie fédérale de développement durable (SFDD).

La planification du rétablissement vise à favoriser les espèces en péril et la biodiversité en général. Il est toutefois reconnu que des programmes peuvent entraîner des effets environnementaux non voulus au-delà des avantages prévus. Le processus de planification fondé sur des lignes directrices nationales tient compte directement de tous les effets environnementaux, en s'attachant particulièrement aux impacts possibles sur les espèces ou les habitats non ciblés. Les résultats de l'évaluation environnementale stratégique sont directement intégrés au programme lui-même, mais sont également résumés ci-après dans le présent énoncé.

Le présent programme de rétablissement sera manifestement bénéfique pour l'environnement en favorisant le rétablissement des épaulards du large, car le maintien de la biodiversité dans les eaux canadiennes du Pacifique contribue à favoriser la résilience de divers écosystèmes du Pacifique Nord. À ce titre, le présent programme de rétablissement contribue de façon positive à la Stratégie fédérale de développement durable (SFDD) : Thème III (Protéger la nature et les Canadiens); Objectifs 4 (Conserver et restaurer les écosystèmes, la faune et l'habitat, et protéger les Canadiens) et 5 (Ressources biologiques); et Cibles 4.1 (Espèces en péril), 4.4 (Améliorer la santé des parcs nationaux), 4.5 (Écosystèmes marins) et 5.1 (Pêches durables). Les activités particulières inscrites dans le programme de rétablissement peuvent également contribuer : au Thème II (Maintenir la qualité et la disponibilité de l'eau); à l'Objectif 3 (Qualité de l'eau et quantité d'eau); et aux Cibles 3.8 (Pollution des mers – déversements de polluants nocifs), 3.9 (Pollution des mers – l'immersion en mer), 3.10 (Paramètres de rendement agroenvironnemental) et 3.11 (Effluents des eaux usées et industrielles).

Étant donné les menaces communes et la similarité des techniques utilisées pour combler les lacunes dans les connaissances et enrichir les connaissances actuelles, de nombreuses activités contenues dans ce programme pourraient profiter à d'autres mammifères marins et aux tortues de mer. Elles pourraient également appuyer les initiatives de planification du rétablissement pour ceux de ces animaux qui sont des espèces en péril.

La possibilité que ce programme de rétablissement ait des effets négatifs non voulus sur l'environnement et d'autres espèces a été prise en compte. L'EES a permis de conclure que le programme de rétablissement apporte des avantages nets importants pour l'environnement et pour d'autres espèces et n'entraînera pas effets néfastes importants. Les effets bénéfiques de l'utilisation d'avions et de navires pour mener les recherches dépassent les effets néfastes relativement minimes du recours à ces plateformes de recherche selon chaque stratégie de rétablissement aux fins de respect du thème général de la SFDD : Réduire l'empreinte environnementale – en commençant par le gouvernement (Thème IV), et en ce qui a trait à la

pollution de l’air (Thème I, Objectif 2), à la qualité de l’eau (Thème II, Objectif 3) ainsi qu’au bruit et aux perturbations anthropiques liés à la présence de navires.

Annexe B : Registre des initiatives de collaboration et de consultation

L'épaulard du large (*Orcinus orca*) a été inscrit en tant qu'espèce menacée à l'annexe 1 de la Loi sur les espèces en péril (LEP) en 2011. Le ministre des Pêches et des Océans et de la Garde côtière et le ministre de l'Environnement et du Changement climatique sont les ministres compétents en vertu de la Loi sur les espèces en péril pour l'épaulard du large et ont préparé ce programme, conformément à l'article 37 de la Loi sur les espèces en péril.

En mars 2013, le MPO a organisé un atelier technique pour obtenir des commentaires sur la version préliminaire du programme de rétablissement et veiller à ce que le document intègre l'expertise technique et scientifique la plus solide possible sur cette espèce. Des représentants de Pêches et Océans Canada, de Transports Canada, de Parcs Canada, du ministère de la Défense nationale, de la province de la Colombie-Britannique, de la National Oceanic and Atmospheric Administration, de l'Aquarium de Vancouver, du B.C. Cetacean Sightings Network, de Hemmera, de la Sea Mammal Research Unit et de la North Gulf Oceanic Society ont assisté à l'atelier.

Les consultations sur la version préliminaire du programme de rétablissement se sont tenues entre le 26 mars et le 27 avril 2015. Les activités de consultation ont comporté :

- la publication en ligne de la version préliminaire du programme de rétablissement, de renseignements généraux et d'un formulaire de commentaires
- des lettres, des courriels et des télécopies contenant des renseignements sur les consultations relatives à la version préliminaire du programme de rétablissement et proposant d'autres discussions, envoyés à 92 organisations des Premières Nations
- des courriels sur les consultations relatives à la version préliminaire du programme de rétablissement, envoyés à 187 intervenants, y compris l'industrie, le milieu universitaire, des organisations non gouvernementales de l'environnement, des consultants en environnement et des représentants des différents paliers de gouvernement (administrations municipales, régionales, provinciales, fédérales, ainsi que, pour les États-Unis, des gouvernements fédéral et des États)
- des messages sur les réseaux sociaux informant de la tenue des consultations, avec des liens vers les publications en ligne

Nous avons reçu six formulaires de commentaires et deux lettres. Le cas échéant, tous les commentaires reçus ont été pris en compte dans le programme de rétablissement proposé.

La publication du programme de rétablissement proposé sur le Registre public des espèces en péril a demandé la participation d'autres intervenants, des Premières nations et du public pour une période de commentaires publics de 60 jours du 5 avril au 4 juin 2018. Aucun commentaire n'a été reçu pendant cette période. aucun changement n'a été apporté par la suite à la stratégie de rétablissement de l'épaulard de l'océan lors de sa finalisation.

Annexe C : Équipes ayant contribué à l'élaboration du présent programme de rétablissement

Équipe de rétablissement de l'épaulard du large de 2012-2015

Robin Abernethy	Pêches et Océans Canada, Station biologique du Pacifique
Heather Bettger	Pêches et Océans Canada, Tofino
Paul Cottrell	Pêches et Océans Canada, Vancouver
Doug Cowen	Pêches et Océans Canada, Queen Charlotte City
Graeme Ellis	Pêches et Océans Canada, Station biologique du Pacifique
John Ford	Pêches et Océans Canada, Station biologique du Pacifique
Pippa Shepherd	Agence Parcs Canada, Vancouver
Eva Stredulinsky	Pêches et Océans Canada, Station biologique du Pacifique
Jonathan Thar	Pêches et Océans Canada, Vancouver
Bob Tupniak	Pêches et Océans Canada, Bella Coola

Participants à l'atelier technique des épaulards du large de 2013

Sandy Argue	Chad Nordstrom (rapporteur)
Ken Balcomb	Stephen Raverty
Paul Cottrell	Hawsun Sohn
Volker Deecke	Danielle Smith
John Durban	Eva Stredulinsky
Graeme Ellis	Renny Talbot
John Ford	Jonathan Thar
Bud Graham	Nat Tollit
Annely Greene	Jared Towers
Alex Grzybowski (animateur)	Bob Tupniak
Marty Haulena	Svein Vagel
Jackie King	Emily Watson (rapporteuse)
Jeanette LaPointe	Rob Williams
Sarah Miller (rapporteuse)	Harald Yurk