



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2019/056

Région du Pacifique

Évaluation des effets cumulatifs sur les populations d'épaulards résidents du nord et du sud dans le Pacifique Nord-Est

Cathryn Clarke Murray¹, Lucie Hannah¹, Thomas Doniol-Valcroze², Brianna Wright²,
Eva Stredulinsky², Andrea Locke¹ et Robert Lacy³

¹ Pêches et Océans Canada
Institut des sciences de la mer
9860, chemin West Saanich
Sidney (Colombie-Britannique) V8L 5T5

² Station biologique du Pacifique
Pêches et Océans Canada
3190, chemin Hammond Bay
Nanaimo (C.-B.) V9T 6N7

³ Chicago Zoological Society
Brookfield, IL 60513, États-Unis

Avant-propos

La présente série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien de consultation scientifique
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

[http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca)



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2019
ISSN 2292-4272

La présente publication doit être citée comme suit :

Murray, C.C., Hannah, L.C., Doniol-Valcroze, T., Wright, B., Stredulinsky, E., Locke, A. et R. Lacy. 2019. Évaluation des effets cumulatifs sur les populations d'épaulards résidents du nord et du sud dans le Pacifique Nord-Est. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/056. xiii. + 103 p.

Also available in English :

Murray, C.C., Hannah, L.C., Doniol-Valcroze, T., Wright, B., Stredulinsky, E., Locke, A., and R. Lacy. 2019. Cumulative Effects Assessment for Northern and Southern Resident Killer Whale Populations in the Northeast Pacific. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2019/056. x. + 88 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	X
1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Contexte	1
1.1.1 Tendances des populations	2
1.1.2 But de l'évaluation	2
1.2 Pourquoi une évaluation des effets cumulatifs est nécessaire	3
1.3 Évaluation des effets cumulatifs sur les épaulards résidents.....	5
1.3.1 Hypothèses posées pour la présente évaluation.....	5
1.4 Objectifs.....	7
1.5 Portée de la présente étude.....	8
2 MODÈLE CONCEPTUEL DES SÉQUENCES DES EFFETS.....	8
2.1 Définition, structure et sorties.....	8
2.2 Modèle de séquence des effets propre à l'épaulard résident	9
2.3 Prélèvements d'épaulards par les aquariums (menace historique)	11
2.3.1 Contexte	11
2.3.2 Chasse de type « capture vivante »	12
2.3.3 Effets des prélèvements	14
2.4 Disponibilité réduite des proies [5, 6, 10, 11, 12, 13].....	14
2.4.1 Renseignements de base [5, 6]	15
2.4.2 Stocks importants de salmonidés.....	16
2.4.3 Tendances de l'abondance du saumon quinnat	16
2.4.4 Effets de seuil/non-linéarités [10, 11, 12, 13]	16
2.5 Perturbations (acoustiques) [1, 2, 9, 10, 11].....	18
2.5.1 Contexte	18
2.5.2 Changements comportementaux [10, 11]	18
2.5.3 Masquage auditif [10, 11].....	19
2.5.4 Réduction de la valeur adaptative causée par le stress [1, 9].....	19
2.5.5 Conséquences des perturbations sur les populations [1, 2, 9, 10, 11].....	19
2.5.6 Interactions/seuils/non-linéarités [9, 10, 11]	20
2.6 Perturbations (physiques) [3, 4]	21
2.6.1 Contexte	21
2.6.2 Rapports de blessures et de décès.....	22
2.6.3 Interactions/seuils/non-linéarités [9, 10]	24
2.7 Contaminants [7, 8, 12, 13].....	24
2.7.1 Contexte	24
2.7.2 Polybromodiphényléthers (PBDE).....	25
2.7.3 Diphényles polychlorés (BPC)	26
2.7.4 Bioaccumulation des BPC chez les épaulards résidents.....	27
2.7.5 Charges en BPC chez les épaulards résidents au fil du temps	27

2.7.6	Impacts biologiques des BPC [7, 8]	32
2.7.7	Interactions, seuils et non-linéarités [12, 13]	33
2.8	Discussion sur les séquences des effets.....	34
2.9	Séquences des effets utilisées dans le modèle de viabilité de la population	35
3	MODÈLE DE VIABILITÉ DE LA POPULATION.....	37
3.1	Méthodes utilisées dans le modèle des populations d'épaulards	37
3.1.1	Recensement des épaulards	37
3.1.2	Paramètres du cycle biologique	37
3.1.3	Paramètres de la population	38
3.1.4	Structure du modèle.....	40
3.2	Vérification et validation du modèle.....	41
3.2.1	Approche d'inspection.....	41
3.2.2	Analyse de sensibilité	41
3.3	Scénarios de menace	42
3.3.1	Prélèvements aux fins d'exposition dans des aquariums/Pêche de type « capture vivante ».....	42
3.3.2	Abondance du saumon quinnat	42
3.3.3	Perturbations - Bruit/présence des navires	48
3.3.4	Perturbations - Collisions avec des navires.....	53
3.3.5	Contamination par les BPC.....	54
3.3.6	Effets cumulatifs	56
4	RÉSULTATS DE L'AVP	58
4.1	Modèle de référence	58
4.2	Prélèvements aux fins d'exposition dans des aquariums/Pêche de type « capture vivante ».....	58
4.3	Abondance des proies	59
4.4	Perturbations - Bruit/présence des navires	62
4.5	Perturbations - Collisions avec des navires.....	63
4.6	Contamination par les BPC.....	64
4.7	Effets cumulatifs	68
4.8	Vérification et validation du modèle.....	69
4.8.1	Inspection	69
4.8.2	Structure de la population	70
4.8.3	Projection.....	71
4.8.4	Sensibilité	72
5	DISCUSSION.....	75
5.1	Évaluation des effets cumulatifs.....	75
5.2	Comparaison des menaces individuelles	77
5.3	Hypothèses et incertitudes.....	78
5.4	Conclusions	80
6	REMERCIEMENTS.....	81

7	RÉFÉRENCES.....	81
	ANNEXE I : ABONDANCE EN MER MODÉLISÉE ET VALEURS DE L'INDICE DU SAUMON QUINNAT.....	93
	ANNEXE II : CONCENTRATIONS MESURÉES DE BPC CHEZ L'ÉPAULARD RÉSIDENT DU NORD ET DU SUD.....	97

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 - Mesures de rétablissement des épaulards résidents prises en vertu de la LEP et liées aux effets cumulatifs.	3
Tableau 2 - Épaulards résidents du sud capturés ou tués par groupe familial, année, longueur (m) et sexe pendant la chasse de type « capture vivante » en Colombie-Britannique et dans l'État de Washington (après Olesiuk et al. 1990). On a supposé que les animaux appartenaient à la population d'épaulards du sud en fonction de leur lieu de capture; ils sont indiqués par l'exposant ¹	13
Tableau 3 - Épaulards résidents du nord capturés ou tués par groupe familial, année, longueur (m) et sexe pendant la chasse de type « capture vivante » en Colombie-Britannique et dans l'État de Washington (après Olesiuk et al. 1990). On a supposé que les animaux appartenaient à la population d'épaulards du nord en fonction de leur lieu de capture; ils sont indiqués par l'exposant ²	14
Tableau 4 - Chronologie des cas connus de collisions avec des navires ayant causé des blessures chez des épaulards résidents du nord et du sud.	22
Tableau 5 - Chronologie des mortalités signalées d'épaulards résidents du nord et d'épaulards résidents du sud résultant de collisions avec des navires. Les données utilisées se limitent à la période postérieure aux années 1970, après le début des recensements de la population, ce qui permet de relier la mortalité des individus à une population précise.	24
Tableau 6 - Résumé des données de Σ BPC pour les épaulards résidents du nord et du sud mâles. Les catégories d'âge sont tirées de Vélez-Espino et al. 2014a; 2014b. La catégorie pour les baleineaux (<1) a été exclue en raison du manque de données. Les valeurs sous chaque moyenne représentent la fourchette des valeurs moyennes dans cette catégorie. Les données des échantillons dont le sexe était inconnu ont été exclues.	30
Tableau 7 - Résumé des données de Σ BPC pour les épaulards résidents du nord et du sud femelles. Les catégories d'âge sont tirées de Vélez-Espino et al. 2014a; 2014b. La catégorie pour les baleineaux (<1) a été exclue en raison du manque de données. Les valeurs sous chaque moyenne représentent la fourchette des valeurs moyennes dans cette catégorie. Les données des échantillons de sexe inconnu ont été exclues.	31
Tableau 8 - Paramètres du cycle biologique des épaulards résidents du nord et du sud utilisés dans les modèles de population.	38
Tableau 9a - Taux de mortalité selon l'âge pour chaque population d'épaulards résidents : Épaulards résidents du sud, Épaulards résidents du nord et Épaulards résidents du sud de l'Alaska.	39
Tableau 10 - Indices de l'abondance en mer du saumon quinnat utilisés pour les analyses de mortalité et de fécondité dans chacun des modèles de menaces pour le saumon. Les estimations du modèle de l'abondance moyenne en mer et les valeurs minimales et maximales de l'indice sont indiquées.	44
Tableau 11 - Résultats de l'analyse de l'ajustement du modèle de régression linéaire pour les trois indices de l'abondance en mer du saumon quinnat et la mortalité des épaulards résidents, et leurs valeurs du critère d'information d'Akaike (CIA). La valeur du CIA en gras est la valeur la plus basse, et CIAmin. La différence de CIA (Δ CIA) indique le niveau d'appui pour les modèles de rechange. Les modèles dont les valeurs relatives du CIA sont supérieures à 10 n'ont essentiellement aucun appui, une valeur inférieure à 2 suggère que le i-ème modèle est largement soutenu.	45

Tableau 12 - Résultats de l'analyse de l'ajustement du modèle de régression logistique pour la fécondité et les quatre indices de l'abondance en mer du saumon quinnat, et leurs valeurs du CIA. La valeur du CIA en gras est la valeur la plus basse, et CIA_{min} . La différence de CIA (ΔCIA) indique le niveau d'appui pour les modèles de recharge. Les modèles dont les valeurs relatives du CIA sont supérieures à 10 n'ont essentiellement aucun appui, une valeur inférieure à 2 suggère que le i-ème modèle est largement soutenu.	46
Tableau 13 - Paramètres de bruit et taux d'alimentation utilisés dans les scénarios de la menace bruit pour les épaulards résidents du sud et du nord, et un scénario propre aux épaulards résidents du nord (épaulards résidents du nord-faible perturbation due aux navires).	53
Tableau 14 - Concentrations moyennes de BPC pour chaque population résidente selon le sexe et source des valeurs. L'ensemble de données complet utilisé pour calculer les moyennes figure à l'annexe II.	55
Tableau 15 - Résumé des paramètres des menaces utilisés dans le modèle des effets cumulatifs pour chaque population résidente.	57
Tableau 16 - Scénarios d'AVP pour l'impact de l'abondance des proies sur les épaulards résidents du sud et du nord. Les exécutions des scénarios ont utilisé une distribution uniforme ou normale pour attribuer l'abondance du saumon quinnat chaque année, et les impacts envisagés étaient les impacts sur la mortalité ou sur la mortalité et sur la fécondité. La valeur stochastique r , l'écart-type ($ET(r)$), la probabilité d'extinction, le nombre d'animaux vivants (N -existant) et l'écart-type du nombre d'animaux vivants ($ET(Next)$) sont présentés pour chaque scénario de modèle.	60
Tableau 17 - Résultats de simulation de l'AVP pour chaque scénario de menace acoustique, y compris le taux de croissance de la population (stoch- r), son écart-type (ETr), la probabilité d'extinction, le nombre estimé d'animaux vivants (N -existant) et son écart-type ($ETNext$).	63
Tableau 18 - Résultats de simulation de l'AVP pour chaque scénario de menace liée aux collisions, y compris le taux de croissance de la population (stoch- r), son écart-type (ETr), la probabilité d'extinction, le nombre estimé d'animaux vivants (N -existant) et son écart-type ($ETNext$).	63
Tableau 19 - Concentrations de BPC dans les échantillons de graisse de baleine et résultats des simulations de scénarios du modèle utilisant des concentrations initiales et des taux d'accumulation de BPC variés.	65
Tableau 20 - Résultats de simulation de l'AVP pour chaque scénario de menace liée aux BPC, y compris le taux de croissance de la population (stoch- r), son écart-type (ETr), la probabilité d'extinction, le nombre estimé d'animaux vivants (N -existant) et son écart-type ($ETNext$).	67
Tableau 21 - Résultats de la simulation de l'AVP pour chaque scénario de menaces cumulatives, y compris le taux moyen de croissance de la population (stoch- r), son écart-type (ETr), la probabilité d'extinction, le nombre moyen estimé d'animaux vivants (N -existant) et son écart-type ($ETNext$).	69
Tableau 22 - Résultats de la simulation de l'AVP pour le scénario des menaces cumulatives, en utilisant les valeurs historiques de l'indice du saumon quinnat, y compris le taux de croissance moyen de la population (stoch- r), son écart-type (ETr), la probabilité d'extinction, le nombre moyen estimé d'animaux vivants (N -existant) et son écart-type (ETN_{ext}).	70
Tableau 23 - Structure démographique observée et modélisée pour les deux populations (épaulards résidents du sud et épaulards résidents du nord).	71

Tableau 24 - Taux de croissance de la population, effectif de la population à l'année 100 (N_{100}) et probabilité d'extinction des effets cumulatifs dans 100 ans, selon la projection du modèle des effets cumulatifs, pour deux scénarios d'abondance du saumon quinnat : « proies, moyen » (1979-2017) ou « proies, récent » (2008-2017).....	72
Tableau 25 - Paramètres et valeurs utilisés pour tester la sensibilité dans la projection du scénario des effets cumulatifs sur les épaulards résidents du sud (proie-bpc-bruit-collision), y compris la valeur de base, la fourchette et l'incrément du test.	73

LISTE DES FIGURES

Figure 1 - Chevauchement des aires de répartition des épaulards résidents du nord et des épaulards résidents du sud dans les eaux canadiennes (d'après MPO 2018a).....	1
Figure 2 - Séries chronologiques des populations d'épaulards résidents (données illustrées 1979-2017).....	2
Figure 3 - Structure du Cadre d'évaluation du risque écologique cumulatif (CEREC), adapté de MPO 2017c.....	4
Figure 4 - Étapes du cadre actuel d'évaluation des effets cumulatifs.	7
Figure 5 - a. Modèle conceptuel global des séquences des effets pour les épaulards résidents, y compris les menaces prioritaires, les interactions et les impacts sur la fécondité et la mortalité des épaulards résidents. Le diagramme principal (a) est divisé pour illustrer clairement les voies de liaison et la numérotation des voies de liaison directe (b) et des voies de liaison des interactions (c). Les numéros en regard de chaque voie de liaison renvoient aux descriptions dans le texte.	10
Figure 6 - Série chronologique de l'abondance modélisée du saumon quinnat dans l'océan (en milliers) pour les stocks d'intérêt pour les épaulards résidents. Total illustre l'indice pour l'ensemble de la côte (à l'exclusion des stocks du sud-est de l'Alaska); FE+PS+URB représente les stocks du Fraser précoce, de la baie Puget et du bassin supérieur; WCVI+FL+OC représente les stocks de la côte ouest de l'île de Vancouver, du Fraser tardif et de la côte de l'Oregon; WCVI est le stock de la côte ouest de l'île de Vancouver.....	17
Figure 7 - Modèle des conséquences des perturbations sur les populations (CPP) et voies d'impact qui entraînent des changements dans la dynamique des populations (adapté de Tollit et al. 2017).....	20
Figure 8 - Modèle global de séquences des effets pour les populations d'épaulards résidents, mettant en évidence les voies de liaison directe et les voies de liaison par interaction qui ont pu être quantifiées (lignes noires) et celles qui n'ont pu l'être dans cette évaluation (lignes grises).	36
Figure 9 - Modèle conceptuel modifié de séquence des effets pour les populations d'épaulards résidents, utilisé pour l'analyse de la viabilité de la population (AVP).....	36
Figure 10 - Relation entre l'indice du saumon quinnat (décalage d'un an) pour les stocks pertinents pour chaque population d'épaulards (COIV + Fraser tardif + côte de l'Oregon pour l'épaulard résident du sud et Fraser précoce + baie Puget + BHC pour l'épaulard résident du nord) et l'indice de mortalité (différence entre la mortalité et la moyenne à long terme pour chaque population). Données de 1979-2017.....	45
Figure 11 - Probabilité de vèlage par âge (graphique supérieur) et probabilité de vèlage liée à l'indice du saumon quinnat pour l'épaulard résident du nord (graphique inférieur).	47
Figure 12 - Répartition au Canada de l'aire de répartition des populations d'épaulards résidents du nord et du sud (LEP 2015) et les trois points d'appel numérotés pertinents des SCTM utilisés pour résumer les déplacements des navires commerciaux.	50
Figure 13 - Répartition des marinas de plaisance en Colombie-Britannique, superposée à l'aire de répartition canadienne des populations d'épaulards résidents du nord et du sud.	52
Figure 14 (d'après la figure 2 dans Hall 2018) - Modèle de régression logistique prédisant la probabilité de survie des baleineaux par rapport à la concentration de BPC dans la graisse maternelle, à partir d'un sous-ensemble d'études. Les triangles représentent les points de	

données des six études publiées, les lignes noires montrent 500 modèles de régression rééchantillonnés et la ligne bleue illustre le meilleur ajustement.....	55
Figure 15 - Simulations moyennes du modèle de référence (« vierge ») pour les épaulards résidents du sud (lignes bleues pleines) et du nord (lignes vertes pleines), avec la croissance de la population observée (réalisée) [lignes tiretées].....	58
Figure 16 - Simulation modélisée moyenne (ligne bleue pleine) et effectif de la population réalisée (ligne tiretée) pour les épaulards résidents du sud, les animaux prélevés ayant été réintégrés dans la population en 1980.	59
Figure 17 - Scénarios avec simulations modélisées moyennes (lignes pleines) et effectif de la population observé (« réalisé » - lignes noires tiretées) dans le temps pour les modèles qui incluent les effets de la disponibilité des proies sur la mortalité et la fécondité des épaulards résidents du nord (vert) et des épaulards résidents du sud (bleu), avec une distribution uniforme et des indices du saumon quinnat spécifiques pour chaque population, avec l'impact sur la mortalité seulement (salmon_sp) et avec un impact supplémentaire sur la fécondité (utilisant l'indice du stock de la COIV, saumon_fecund_sp).	61
Figure 18 - Simulations de scénario moyennes avec l'indice du saumon quinnat choisi à partir d'une distribution normale autour de l'indice moyen et de l'indice du saumon quinnat spécifique pour chaque population. Impacts sur la mortalité seulement (salmon_norm2) et impacts supplémentaires sur la fécondité en utilisant l'indice de la COIV (salmon_norm2_fec).....	61
Figure 19 - Effectif moyen modélisé (lignes pleines) et réalisé (lignes tiretées) des populations d'épaulards résidents du nord et du sud, avec des scénarios d'impacts du bruit fixés à 25 % de réduction du taux d'alimentation (scénario Bruit), avec un effet de seuil (seuil Bruit) et avec un impact plus élevé lorsque l'abondance des proies est faible (seuil Bruit élevé), et une présence réduite des navires pour les épaulards résidents du nord (faible perturbation due aux navires).	62
Figure 20 - Scénarios modélisés moyens (lignes pleines) et croissance de la population réalisée (lignes tiretées) pour les menaces liées aux collisions pour les populations d'épaulards résidents du sud (bleu) et d'épaulards résidents du nord (vert).	64
Figure 21 - Simulations modélisées moyennes des impacts des BPC sur les épaulards résidents du nord (lignes vertes) et les épaulards résidents du sud (lignes bleues), avec l'effectif de la population réalisé (lignes tiretées) et les niveaux de BPC fixés aux niveaux de Ross et al. 2000 (propres aux BPC) ou avec les valeurs actualisées recueillies par Ross et al. 2000, 2013 pour les épaulards résidents du nord et Ross et al. 2000, 2013; Krahn et al. 2007, 2009; Guy 2018, inédit ⁵ pour les épaulards résidents du sud (pcb_3).....	66
Figure 22 - Simulations modélisées moyennes de l'interaction entre les menaces liées aux proies et aux BPC, soit en tant que modèle additif (effets de l'abondance des proies sur la mortalité et la fécondité) avec l'effet supplémentaire des impacts des BPC (proie-bpc), soit en tant qu'interaction entre les proies et les BPC, où l'impact sur la mortalité des baleineaux est appliqué uniquement les années où l'indice du saumon est inférieur à 1 (IFprey_pcb).	67
Figure 23 - Simulations modélisées moyennes de scénarios à menace unique (abondance des proies, bruit/présence des navires, BPC) et scénario du modèle des effets cumulatifs (proie-bpc-bruit-collision) sur les épaulards résidents du nord (lignes vertes) et les épaulards résidents du sud (lignes bleues), avec l'effectif de la population réalisé (lignes tiretées). Nom du scénario se terminant par norm2 : indice du saumon à distribution normale, norm2_fec : ajoute un impact sur la fécondité.....	68

Figure 24 - Simulations modélisées moyennes du scénario des effets cumulatifs (proie-bpc-bruit-collision) sur les épaulards résidents du nord (lignes vertes) et les épaulards résidents du sud (lignes bleues), avec l'effectif de la population réalisé (lignes tiretées). Les barres d'erreur représentent un écart-type de + 1.69

Figure 25 - Simulations modélisées moyennes du scénario des menaces cumulatives avec les valeurs historiques de l'indice du saumon quinnat (cumulatif-historique) et l'effectif de la population réalisé (ligne tiretée) pour les épaulards résidents du nord (vert) et les épaulards résidents du sud (bleu). Les barres d'erreur représentent un écart-type de + 1.....70

Figure 26 - Projection moyenne du modèle des effets cumulatifs sur 100 ans (à partir de 2017) pour les épaulards résidents du nord (vert) et les épaulards résidents du sud (bleu), selon l'indice moyen du saumon quinnat (« proies, moyen » : 1979-2017) ou l'indice récent du saumon quinnat (« proies, récent » : 2008-2017). Les barres d'erreur représentent un écart-type de + 1.....72

Figure 27 - Sensibilité de l'effectif projeté de la population d'épaulards résidents du sud dans le scénario des effets cumulatifs aux changements des paramètres des menaces : abondance des proies, bruit/présence de navires, concentration de BPC et risque de collision. Les cercles bleus représentent la valeur de base pour chaque menace et les barres verticales illustrent la fourchette de l'effectif de la population (N) pour chaque changement de la valeur de la menace (tableau 25).....74

RÉSUMÉ

Les populations d'épaulards résidents du nord et du sud qui habitent les eaux de la côte canadienne du Pacifique sont inscrites sur la liste des espèces menacées (épaulard résident du nord) et des espèces en voie de disparition (épaulard résident du sud) de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). Le plan de rétablissement de la LEP élaboré pour ces populations indiquait que l'évaluation des effets cumulatifs des menaces anthropiques touchant ces populations constituait une priorité essentielle. Pour la réaliser, un cadre d'évaluation des effets cumulatifs a été préparé et appliqué. Celui-ci comportait deux composantes : un modèle conceptuel de séquence des effets (SDE) et un modèle d'analyse de la viabilité de la population (AVP) subséquent. Le modèle de SDE résume la compréhension actuelle de chaque menace prioritaire (disponibilité des proies, perturbations et contaminants) et décrit la structure des menaces dans l'évaluation, y compris les interactions des menaces et leurs effets potentiels sur certains paramètres de la population (fécondité et mortalité). Le modèle de SDE constitue la base du modèle d'AVP ultérieur, lequel utilise les données les plus récentes disponibles sur les menaces pour quantifier l'impact de celles-ci sur les paramètres de la population et, avec les données démographiques, explorer les tendances de croissance et déclin de la population selon différents scénarios de menace. On a comparé les effets des scénarios de menaces individuelles et cumulatives sur des populations modélisées d'épaulards résidents du sud et d'épaulards résidents du nord aux trajectoires des populations observées (2000-2017) afin de définir un modèle qui reflète le mieux la dynamique réelle des deux populations. Parmi tous les modèles de menaces individuelles et combinées analysés, c'est le modèle des menaces cumulatives, qui tient compte de toutes les menaces prioritaires (abondance du saumon quinnat, bruit et présence des navires, collision avec un navire et contamination par les BPC) qui a prédit les taux de population les plus proches de ceux observés dans les deux populations. La dynamique des populations prévue par le modèle suivait de près les données démographiques observées pour l'épaulard résident du nord et, bien qu'il s'agisse du modèle le plus proche de la taille de la population observée pour l'épaulard résident du sud, il n'incluait pas les valeurs observées dans les limites d'incertitude. Toutefois, lorsque les données historiques du modèle relatives au saumon quinnat ont été ajoutées dans la prédiction du modèle, plutôt qu'une valeur d'indice choisie au hasard, l'ajustement s'est amélioré pour l'épaulard résident du sud et les limites d'incertitude des deux modèles englobaient les valeurs observées, ce qui donne à penser que le modèle cumulatif est une représentation utile du système.

Les constatations de cette évaluation des effets cumulatifs mettent en évidence l'importance de considérer les menaces collectivement. Plus précisément, dans l'AVP relative aux effets cumulatifs, l'abondance du saumon quinnat et les interactions de ce facteur avec le bruit et la présence des navires ainsi que les BPC ont fortement influencé la dynamique modélisée des populations d'épaulards. Le modèle d'AVP des effets cumulatifs a également été utilisé pour obtenir une projection des trajectoires futures des deux populations d'épaulards. Les données de sortie du modèle indiquent que la trajectoire moyenne modélisée de la population d'épaulards résidents du nord a augmenté et atteint la capacité de charge fixée dans le modèle en 25 ans. En revanche, la trajectoire moyenne modélisée de la population d'épaulards résidents du sud a diminué, avec une probabilité de 26 % d'extinction de la population (définie dans le modèle comme un seul sexe restant); dans ces projections, l'extinction était estimée se produire après 86 (\pm 11) ans. Le cadre d'évaluation des effets cumulatifs élaboré, qui combine un modèle de SDE et un modèle d'APV, est une approche novatrice qui permet de déterminer et de quantifier explicitement les voies de liaison entre les menaces ainsi que les incertitudes connexes. C'est un outil qui peut être utile pour les gestionnaires et les scientifiques. Il a été ajusté et mis à l'essai avec les renseignements les plus récents sur les menaces qui pèsent sur ces populations, mais il pourrait également être appliqué à d'autres populations et espèces.

Il convient de noter que comme la qualité des extrants du modèle ne peut que refléter celle des intrants, les changements dans l'exposition aux menaces naturelles et anthropiques peuvent avoir une incidence sur l'exactitude du modèle. Une approche itérative devrait être utilisée afin que les intrants et la structure des modèles soient régulièrement examinés et mis à jour en y ajoutant les nouveaux renseignements sur les menaces existantes et les nouvelles menaces, à mesure que l'on en apprend plus sur ces populations.

anthropiques comme les contaminants et les menaces liées aux navires (bruit et perturbations physiques), et d'en subir les effets (Krahn *et al.* 2004; Wiles 2004; figure 1).

1.1.1 Tendances des populations

Des relevés d'identification photographique à long terme des deux populations ont été entrepris par Michael Bigg dans les années 1970 et se poursuivent encore aujourd'hui (Programme de recherche sur les cétacés du MPO; Center for Whale Research). Le recensement de l'épaulard résident du sud (commencé en 1976) est considéré comme plus précis que celui de l'épaulard résident du nord (commencé en 1973), car les individus de la population du nord ne sont pas tous observés chaque année (MPO 2018a).

Les tendances des populations fondées sur les données des relevés indiquent que la population d'épaulard résident du sud a connu un taux de croissance global négatif (-0,002 %; 1979-2017), mais a enregistré des baisses particulièrement prononcées entre 1995 et 2001 (figure 2). La population s'est peu rétablie depuis, et ne comptait que 77 membres en décembre 2017. En revanche, la population d'épaulard résident du nord a augmenté de façon régulière pendant la période des relevés (taux de croissance = 0,02 %; 1979-2017), à l'exception d'un déclin entre 1997 et 2001 (figure 2). Depuis, elle est passée de 219 membres en 2004 à environ 308 en 2017 (soit une augmentation de 41 %).

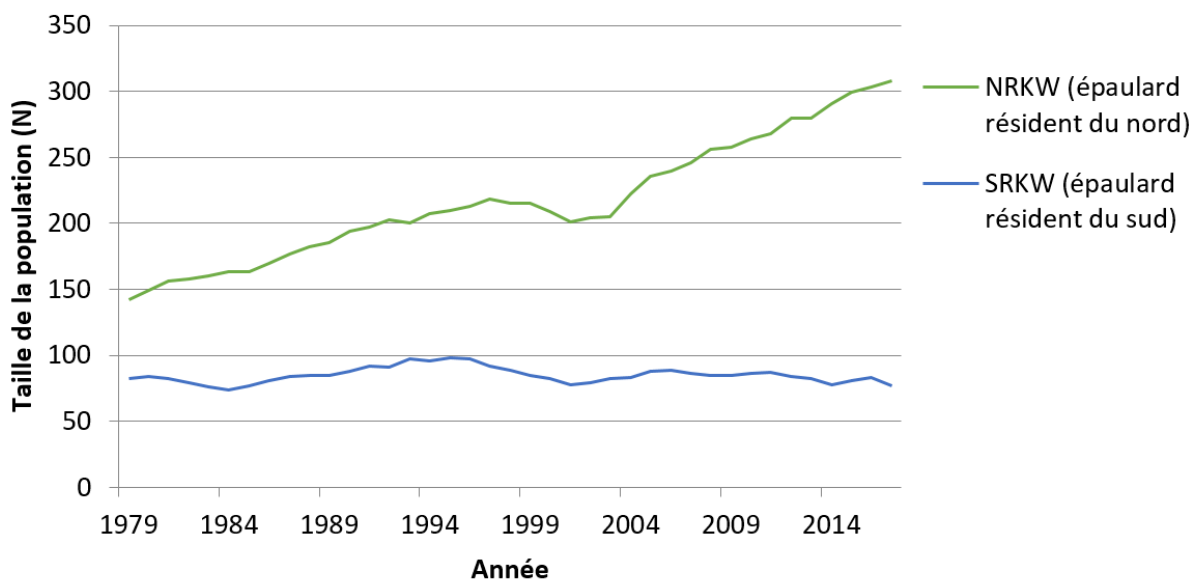


Figure 2 - Séries chronologiques des populations d'épaulards résidents (données illustrées 1979-2017).

1.1.2 But de l'évaluation

En 2003, les populations d'épaulards résidents du sud et du nord ont été désignées comme étant en voie de disparition et menacées, respectivement, en vertu de la LEP. Aux termes de la LEP, le gouvernement fédéral s'est engagé à prévenir la disparition ou l'extinction des espèces sauvages, à assurer le rétablissement des espèces sauvages disparues, en voie de disparition ou menacées à la suite de l'activité humaine, et à gérer les espèces préoccupantes pour éviter qu'elles ne deviennent en voie de disparition ou menacées. Le ministre des Pêches et des Océans est le ministre compétent pour le rétablissement des espèces aquatiques en péril.

Les trois principaux agents de stress (ci-après appelés menaces) pour l'épaulard résident du nord et l'épaulard résident du sud définis par le Programme sur les espèces en péril de Pêches et Océans Canada (COSEPAC 2009; MPO 2011; MPO 2017b) sont les suivants :

1. la disponibilité réduite des proies;
2. les perturbations acoustiques et physiques;
3. les contaminants environnementaux.

La loi exige d'évaluer les effets cumulatifs dans le plan d'action pour l'épaulard résident du nord et du sud mis en place aux termes de la LEP (MPO 2017b). Trois des 98 mesures de rétablissement du plan d'action se rapportent (directement ou indirectement) aux effets cumulatifs (mesures de rétablissement 6, 11 et 17). La présente évaluation porte sur la mesure de rétablissement 11 (tableau 1).

Tableau 1 - Mesures de rétablissement des épaulards résidents prises en vertu de la LEP et liées aux effets cumulatifs.

N°	Mesure de rétablissement	Priorité
6	Tenir compte à la fois, dans la gestion des pêches, des effets saisonniers (aigus) et cumulatifs (chroniques) sur les épaulards résidents, des mauvaises montaisons de saumon quinnat et d'autres importantes espèces proie.	Élevée
11	Évaluer les effets cumulatifs des impacts anthropiques possibles sur les épaulards résidents à l'aide d'un cadre approprié d'évaluation des impacts sur les espèces aquatiques.	Élevée
17	Examiner et évaluer les impacts de projets sur les épaulards résidents et leur habitat et fournir des avis, au besoin, sur des mesures d'évitement et d'atténuation.	Élevée

1.2 POURQUOI UNE ÉVALUATION DES EFFETS CUMULATIFS EST NÉCESSAIRE

Le Programme sur les espèces en péril de Pêches et Océans Canada (le MPO) a demandé à la Direction des sciences de lui fournir une évaluation des effets cumulatifs des trois principales menaces anthropiques sur les populations d'épaulard résident du nord et d'épaulard résident du sud. Jusqu'à présent, la plupart des recherches sur les menaces qui pèsent sur les épaulards ont étudié ces menaces isolément, par exemple en se concentrant uniquement sur la disponibilité des proies ou les perturbations acoustiques. Pour évaluer les effets cumulatifs, cependant, il faut examiner les effets cumulatifs combinés que plusieurs activités humaines peuvent avoir sur les individus, les populations, les communautés et les écosystèmes dans l'espace et le temps. Les évaluations des effets cumulatifs portent sur les effets de plusieurs menaces en convertissant les impacts en une seule « unité » ou mesure, ce qui permet de comparer les menaces et leurs effets combinés à long terme.

Cette étude offre l'occasion d'intégrer les meilleures données scientifiques disponibles dans une seule évaluation qui englobe les trois menaces, les interactions entre elles et leurs répercussions à long terme sur la population. Les évaluations des effets cumulatifs (EEC) réalisées antérieurement se divisent en trois catégories : évaluation des risques, analyse statistique et analyse de la viabilité de la population (Lawson et Lesage 2012; O *et al.* 2015; Williams *et al.* 2017; Lacy *et al.* 2017). Un exemple d'évaluation des risques est le cadre général utilisé pour évaluer le risque cumulatif additif relatif pour différentes activités et composantes de l'écosystème, qui a été élaboré par O et ses collaborateurs (2015). Des modèles statistiques ont été appliqués pour évaluer l'impact de chaque menace sur la mortalité et la fécondité des épaulards résidents (Ward *et al.* 2009; Vélez-Espino *et al.* 2014b). Williams

et ses collaborateurs (2017) ont élaboré un modèle cumulatif d'analyse de la viabilité de la population (AVP) pour quantifier les facteurs limitant le rétablissement de la population de bélugas de l'estuaire du Saint-Laurent et Lacy et ses collaborateurs (2017) ont évalué les effets cumulatifs des menaces anthropiques sur l'épaulard résident du sud à l'aide d'une AVP.

Un cadre du MPO a été élaboré pour quantifier et cumuler les risques d'impacts pour les populations de mammifères marins, le Cadre d'évaluation des risques liés aux effets cumulatifs (CEREC) (Lawson et Lesage 2012; MPO 2017c; figure 3). Bien que les travaux actuels n'utilisent pas explicitement le CEREC, à des fins de comparaison, ils correspondent aux étapes de celui-ci (Lawson et Lesage 2012; MPO 2017c). Les phases de détermination de la portée et du risque relatif (encadrés A, B et C) ont déjà été réalisées, explicitement ou implicitement, dans les divers documents de rétablissement qui ont défini les menaces les plus importantes pour les épaulards résidents du sud et du nord (figure 3). Les travaux actuels sont axés sur la dernière étape du CEREC (encadré D), qui consiste à prendre les menaces les plus graves et à les évaluer ensemble dans une analyse de viabilité pour étudier les effets cumulatifs sur la persistance à long terme de la population.

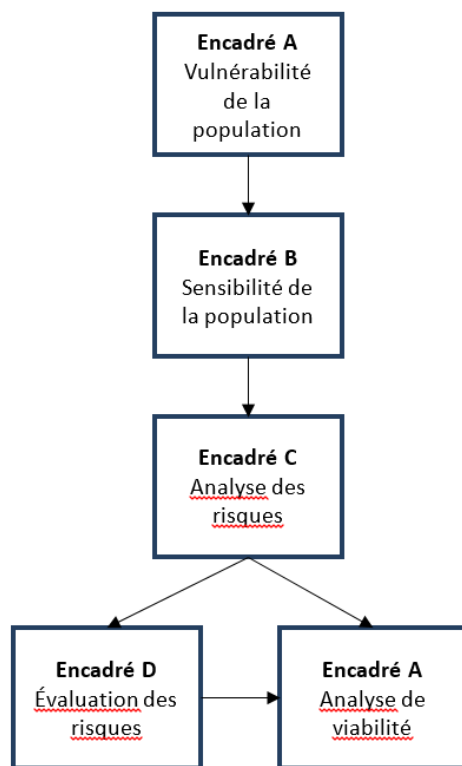


Figure 3 - Structure du Cadre d'évaluation du risque écologique cumulatif (CEREC), adapté de MPO 2017c.

La méthode de l'APV a été choisie comme étant l'évaluation la plus appropriée pour traiter la mesure de rétablissement (mesure de rétablissement 11), car elle intègre les menaces requises et a été appliquée à un certain nombre d'espèces, y compris l'épaulard résident du sud. Des modifications relativement mineures ont été nécessaires pour adapter l'APV à l'évaluation de l'épaulard résident du nord. En outre, le logiciel utilisé pour réaliser l'AVP (Vortex) est en accès libre et peut être utilisé (Lacy et Pollak 2014).

1.3 ÉVALUATION DES EFFETS CUMULATIFS SUR LES ÉPAULARDS RÉSIDENTS

L'évaluation actuelle des effets cumulatifs comprend deux phases. Tout d'abord, un modèle conceptuel de séquence des effets (SDE) décrit les effets des menaces sur la mortalité et la fécondité de l'espèce. Comme les menaces peuvent interagir dans l'espace et dans le temps, ce qui modifie leurs intensités respectives et leurs effets sur les individus et les populations, cette étude évaluera également les interactions potentielles entre les menaces afin de représenter plus précisément le système naturel. Les sorties du modèle conceptuel de SDE ont été utilisées pour concevoir et préciser le modèle d'AVP dans la phase suivante.

Ensuite, les effets sont paramétrés (p. ex. l'ampleur de l'effet pour chaque menace et son impact sur les taux vitaux) et on procède à une APV quantitative pour évaluer les effets cumulatifs, à partir des méthodes et des résultats des travaux antérieurs (Taylor et Plater 2001; Ward *et al.* 2009; Vélez-Espino *et al.* 2014b; Williams *et al.* 2017; Lacy *et al.* 2017; DFO 2018a). L'impact de chaque menace sur les taux vitaux des épaulards résidents (taux de mortalité et de natalité) est paramétré à partir de la documentation et des données existantes, et les relations publiées précédemment sont mises à jour à l'aide des données récentes avant d'être analysées de nouveau. Ces valeurs quantitatives et relations propres à chaque population (épaulard résident du sud et épaulard résident du nord) servent à définir les intrants d'un modèle de population décrivant l'impact combiné sur la persistance de la population dans le temps. La structure du modèle s'appuie sur un modèle d'AVP existant élaboré pour l'épaulard résident du sud par Lacy et ses collaborateurs (2017). Afin de refléter la structure unique de la population et l'exposition à la menace, un modèle d'AVP est exécuté séparément pour chaque population (épaulard résident du sud et épaulard résident du nord).

La figure 4 donne un aperçu des étapes utilisées dans les travaux actuels pour évaluer les effets cumulatifs sur l'épaulard résident du sud et l'épaulard résident du nord.

1.3.1 Hypothèses posées pour la présente évaluation

- Les mécanismes et les conséquences des menaces sur les individus sont supposés être les mêmes pour les deux populations d'épaulards résidents, mais on présume que le niveau d'exposition aux menaces est propre à la population.
- Les impacts des menaces sur les taux vitaux de la population (mortalité et fécondité), d'après la meilleure information disponible au moment de l'évaluation, sont présumés être décrits avec précision dans le modèle de séquence des effets.
- L'analyse suppose uniquement les impacts des menaces principales examinées (disponibilité réduite des proies, perturbations et contaminants) et ne tient pas compte des autres menaces et des effets d'impacts plus larges tels que les conditions climatiques changeantes et l'augmentation des populations humaines.
- La façon dont les impacts sont paramétrés dans le modèle d'AVP est censée représenter les impacts de l'ensemble de la menace (par exemple, les impacts des BPC représentent la menace des contaminants). Les limites et hypothèses propres à chaque menace sont décrites en détail à la section 5.3.
- On a supposé que l'information utilisée pour quantifier les impacts de la menace sur les taux vitaux représentait les conditions de la menace dans l'ensemble de l'aire de répartition et tout au long de l'année, même si elle provient surtout de la région de la mer Salish pendant l'été et l'automne.

-
- L'évaluation ne suppose aucune variation spatiale ou temporelle au niveau de la sous-population, bien que la variation entre les matrilineages puisse influencer leur exposition aux menaces.
 - Les projections de la dynamique des populations d'épaulards résidents dans l'avenir supposent que les niveaux de menace actuels demeurent inchangés. On présume également qu'aucune mesure d'atténuation des menaces et aucune mesure de gestion ne sont prises.
 - Le modèle de population choisi pour les prévisions se veut un substitut efficace de la dynamique réelle des populations d'épaulards résidents du sud et du nord.

Étapes du cadre d'évaluation des effets cumulatifs

1. Établissement de la portée

a. Le but de l'évaluation (p. ex. le rétablissement de la population)

b. L'aire de répartition des populations à évaluer

c. Les menaces (agents de stress) à prendre en compte pour la population

d. Les connaissances actuelles sur les populations

e. Les mesures des paramètres souhaités (p. ex. taille de la population, taux de natalité, etc.)

**Établissement
de la portée**

2. Élaboration d'un modèle conceptuel de séquence des effets

Créer un modèle de séquence des effets reliant les menaces aux mesures des paramètres. Fournir des sources d'information et de données à l'appui pour chaque voie de liaison dans le modèle, y compris l'avis d'experts lorsqu'il n'y a pas d'information publiée disponible. Documenter et intégrer les niveaux d'incertitude. Si possible, déterminer les types d'interactions possibles entre les menaces (p. ex. synergiques, additives, etc.). Si ce n'est pas le cas, supposer qu'elles sont additives.

**Modèle de
séquence des
effets**

3. Modèle de population et analyse des scénarios

Quantifier les relations entre les menaces et les espèces déterminées dans le modèle conceptuel à partir d'une analyse documentaire, des avis d'experts et de modèles quantitatifs. Obtenir des données démographiques sur la population. Saisir les données dans le modèle de population et analyser les résultats de différentes combinaisons de menaces sur les mesures des paramètres (pour examiner les différents niveaux de rétablissement de la population, les dommages admissibles).

**Scénarios du
modèle de
population**

Figure 4 - Étapes du cadre actuel d'évaluation des effets cumulatifs.

1.4 OBJECTIFS

Le présent document de travail poursuit quatre grands objectifs :

1. Élaborer un modèle conceptuel de séquence des effets (SDE) pour représenter visuellement les voies menace-impact, en se limitant aux principales menaces déterminées par le Programme sur les espèces en péril (MP0 2017b). Fournir un texte pour accompagner le diagramme du modèle de SDE afin de décrire et de justifier les voies de liaison présentées et d'expliquer comment les menaces agissent sur les paramètres de la population, à partir des données probantes tirées de la documentation et d'autres sources.

Le modèle conceptuel de SDE doit être générique pour inclure à la fois les populations d'épaulards résidents du sud et du nord, car les mécanismes d'impact devraient être similaires dans les deux populations, mais les niveaux d'exposition à chaque menace sont différents.

2. Quantifier les voies de liaison des menaces indiquées dans le modèle de SDE en déterminant les meilleures données ou informations disponibles les plus récentes provenant de l'exploration de données, de l'analyse documentaire et des experts. Ces renseignements serviront à développer et paramétrer un modèle quantitatif d'AVP.
3. Évaluer les effets cumulatifs agissant sur les épaulards résidents en exécutant des scénarios de modèle simple et cumulatif d'AVP pour évaluer et comparer les effets de chaque scénario à la dynamique observée des populations.
4. Définir les incertitudes dans les données et les méthodes et mettre en évidence les lacunes dans les connaissances.

1.5 PORTÉE DE LA PRÉSENTE ÉTUDE

L'objectif de la présente étude est d'évaluer les effets cumulatifs des menaces anthropiques sur les épaulards résidents. L'étude se limite aux principales menaces indiquées dans le plan d'action de la LEP pour l'épaulard résident du nord et l'épaulard résident du sud (MPO 2017b, 2018a). Les effets d'événements de faible probabilité, mais à impact élevé, comme les déversements catastrophiques d'hydrocarbures, ne sont pas pris en compte dans cette évaluation. Les changements futurs des activités anthropiques ne sont ni inclus ni évalués. Les mesures d'atténuation et les mesures de gestion potentielles ne seront pas évaluées, mais cette évaluation pourra servir d'outil pour évaluer les changements futurs et les mesures d'atténuation une fois que le modèle des effets cumulatifs aura été examiné.

2 MODÈLE CONCEPTUEL DE SÉQUENCE DES EFFETS

2.1 DÉFINITION, STRUCTURE ET DONNÉES DE SORTIES

Les modèles de SDE sont des outils de modélisation conceptuelle largement utilisés qui peuvent guider les évaluations en fournissant une base scientifique au processus décisionnel (gouvernement du Canada 2012). Ils peuvent être utiles pour déterminer la portée de différents types d'évaluations des effets cumulatifs (activité, menace, espèce et zone) et ils aident à cerner les menaces et à clarifier les liens entre les activités humaines et les impacts potentiels sur les composantes des écosystèmes aquatiques. Le gouvernement du Canada a élaboré des lignes directrices nationales sur le format de ces modèles (gouvernement du Canada 2012). Les séquences des effets peuvent aller de liens d'impact simples et à petite échelle, adaptés à un habitat propre à une espèce, à des réseaux plus complexes et à grande échelle, convenant à une biorégion (gouvernement du Canada 2012). Les séquences des effets sont généralement utilisées pour décrire des activités, telles que l'aquaculture, mais elles peuvent également servir à illustrer les voies de liaison entre les activités anthropiques, les menaces et les paramètres de la population, tels que les changements des taux de mortalité et de fécondité.

Cette évaluation fait appel à un modèle de SDE fondé sur les espèces pour élucider les voies de liaison entre les menaces et leurs impacts sur une espèce donnée, ce qui permet ensuite de guider une évaluation des effets cumulatifs.

Les sorties des modèles de SDE sont utiles pour les phases de détermination de la portée des évaluations des effets cumulatifs puisqu'elles permettent de définir toutes les voies de liaison (y compris les interactions entre les menaces) et la documentation disponible pour orienter les

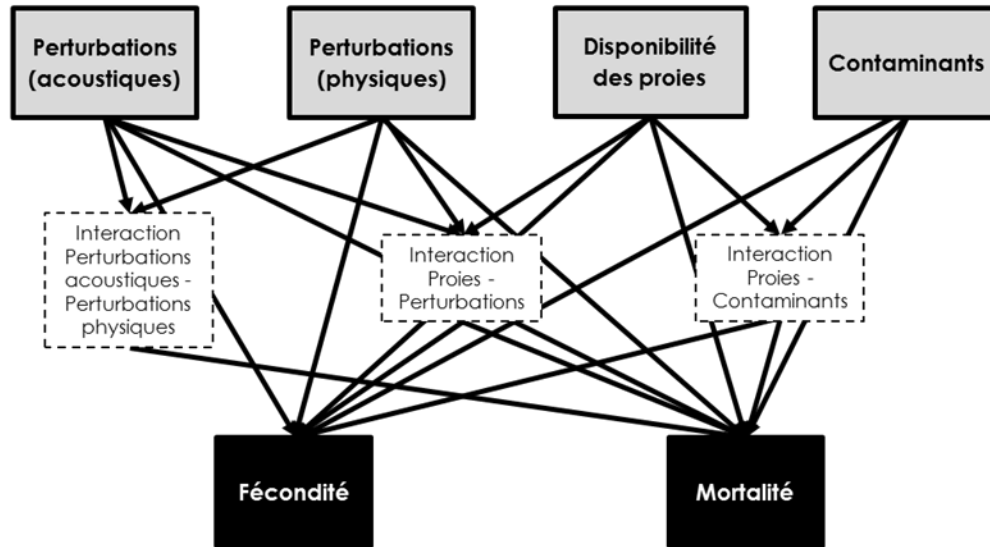
recherches ultérieures sur la quantification des voies de liaison. Les données de sortie d'un modèle conceptuel de SDE sont composées d'une représentation visuelle des voies de liaison de la menace, accompagnée d'un texte de justification à l'appui. Il peut s'agir d'un tableau ou d'un texte lié présentant les données probantes disponibles pour décrire et quantifier chaque voie de liaison indiquée sur le diagramme.

2.2 MODÈLE DE SÉQUENCE DES EFFETS PROPRE À L'ÉPAULARD RÉSIDENT

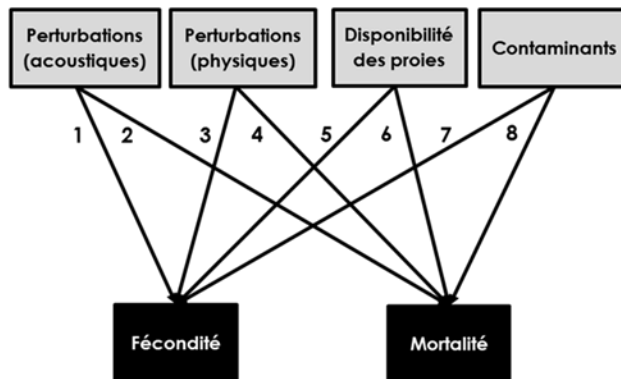
La première étape de l'élaboration d'un modèle de SDE consiste à définir les menaces et les paramètres (en l'occurrence la fécondité et la mortalité) que le modèle va examiner. Dans le cas présent, cela n'est pas nécessaire puisque le Programme sur les espèces en péril du MPO a déjà déterminé les principales menaces qui pèsent sur les populations d'épaulards (MPO 2017b, 2018a). Ce modèle de SDE n'inclut pas explicitement les activités à l'origine des menaces, comme c'est traditionnellement le cas dans de tels modèles, parce que l'accent est mis sur des impacts précis des menaces qui sont bien définis par la LEP, et parce que nous ne connaissons pas suffisamment ces activités et n'avons pas de séries chronologiques à leur sujet pour être en mesure de les inclure.

Le modèle conceptuel de SDE proposé (figure 5) décrit comment les impacts potentiels de ces menaces principales pourraient se manifester sur les épaulards résidents. En plus de décrire les voies de liaison directe entre les menaces et les taux vitaux, comme dans un modèle standard de SDE, ce modèle relativement riche en données a permis d'adopter une nouvelle approche dans laquelle les voies de liaison des interactions des menaces connues et potentielles et des taux vitaux ont également été incluses. Le modèle conceptuel global de SDE (figure 5a) précise les liens conceptuels importants entre les menaces et les populations d'épaulards résidents, d'après l'analyse documentaire et l'opinion des experts. Les diagrammes se composent de deux ou trois rangées de cases; les cases grises représentent les menaces en question, les cases pointillées, les interactions entre les menaces, et les cases noires indiquent les paramètres de population (taux vitaux) influencés par les impacts. Chaque voie de liaison est étiquetée avec une valeur numérique qui la relie au texte suivant pour justifier et fournir des preuves à l'appui de cette voie de liaison en particulier. Pour plus de clarté, les effets directs et les effets des interactions sont présentés séparément sous le diagramme principal afin de simplifier leur interprétation et de faciliter la détermination des voies de liaison numérotées correctes; la figure 5b illustre les voies de liaison directe entre les menaces et les taux vitaux et la figure 5c les voies de liaison (indirecte) des interactions entre les menaces et les taux vitaux.

a. Modèle conceptuel de l'ensemble des séquences des effets



b. Liaison directes



c. Liaison interaction

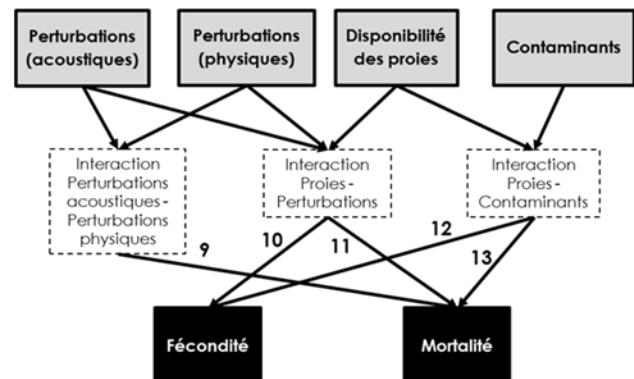


Figure 5 - a. Modèle conceptuel global des séquences des effets pour les épaulards résidents, y compris les menaces prioritaires, les interactions et les impacts sur la fécondité et la mortalité des épaulards résidents. Le diagramme principal (a) est divisé pour illustrer clairement les voies de liaison et la numérotation des voies de liaison directe (b) et des voies de liaison des interactions (c). Les numéros en regard de chaque voie de liaison renvoient aux descriptions dans le texte.

Ce modèle unique de SDE (figure 5a) représente les deux populations d'épaulards résidents (du nord et du sud) puisque l'on présume que les mécanismes par lesquels les menaces touchent les individus des deux populations sont les mêmes dans cette évaluation; c'est dans les détails et la quantification des voies de liaison que des différences entre les populations peuvent se produire. Les différences entre les populations sont examinées dans la section sur l'AVP (sections 3 et 4 - Modèle d'analyse de la viabilité de la population et Résultats), où les mêmes voies de liaison seront évaluées pour chaque population afin de déterminer où se produisent les différences; les différences seront consignées dans les tableaux de preuves qui sont joints. Les composantes du modèle de SDE décrites précédemment sont expliquées et justifiées en détail dans les sections suivantes (2.4 - 2.7), les liens numérotés sur le diagramme des séquences des effets relient les sections de texte par les numéros attribués à chacune dans le format [1]; [2], etc.

La section suivante consacrée à l'AVP (sections 3 et 4) décrira un modèle plus précis et sera présentée en fonction de l'analyse réelle qui a été réalisée avec des voies de liaison contenant les valeurs et les données utilisées pour représenter chaque composante.

2.3 PRÉLÈVEMENTS D'ÉPAULARDS PAR LES AQUARIUMS (MENACE HISTORIQUE)

2.3.1 Contexte

Le prélèvement d'épaulards dans la nature pour les exposer dans des aquariums dans le monde entier (une chasse de type « capture vivante ») constituait une menace importante pour les populations d'épaulards résidents dans le passé, et pourrait encore avoir des effets résiduels sur les populations actuelles. Cette menace historique n'est pas incluse dans le modèle conceptuel de SDE, mais sera étudiée dans la section sur l'AVP.

Au Canada, du fait de l'absence de lois pour guider les interactions avec les épaulards ou réglementer leur capture avant 1970, les épaulards étaient classés dans la catégorie « espèces sauvages » et des permis permettant de les capturer pour les garder en captivité étaient délivrés. Ces permis ne prévoyaient aucun quota de prises pour les pêcheurs canadiens jusqu'en 1970, date à laquelle la première loi de protection a été adoptée. Aux États-Unis, aucun permis ou limite n'a été introduit jusqu'en 1971 (Bigg et Wolman 1975; Baird 2001). En 1982, la capture d'épaulards n'était plus permise en Colombie-Britannique, car la Wildlife Act provinciale a été modifiée pour exclure les épaulards de la définition des « espèces sauvages », et le gouvernement fédéral canadien a inclus la protection des cétacés dans la *Loi sur les pêches*. Des règlements précis sur les mammifères marins protégeant les épaulards au Canada étaient entièrement en place en 1994 (Baird 2001). Aux États-Unis, la Marine Mammal Protection Act interdit la capture d'épaulards sans permis et aucun permis n'a été délivré depuis 1989 (Tierney 2010).

En plus des captures vivantes, il est prouvé qu'au cours des années qui ont précédé l'adoption des règlements de protection, les épaulards ont régulièrement subi des blessures par balle et ont probablement été tués en raison de conflits avec des pêches. Environ 25 % des épaulards résidents du sud capturés dans la baie Puget présentaient des blessures par balle. On estime que la chasse aux épaulards dans le Pacifique Nord-Est a commencé vers 1929 et est devenue illégale au Canada en 1970 en vertu de la *Loi sur les pêches* et aux États-Unis en 1972 en vertu de la Marine Mammal Protection Act (Hoyt 1990; Olesiuk *et al.* 1990; Krahn *et al.* 2002). Cependant, aux États-Unis, les pêcheurs étaient toujours autorisés à abattre des mammifères marins pour « protéger leurs prises et leurs engins » jusqu'à ce que la loi soit modifiée en 1988, et on pense que des fusillades ont encore lieu en Alaska (Fraker 2013). L'état actuel des blessures par balle dans les populations d'épaulards résidents du nord et du sud est incertain, mais les données de l'étude sur les épaulards résidents du nord indiquent que les blessures observées que l'on soupçonne être le résultat de coups de feu se sont surtout produites avant l'an 2000; depuis 10 ans, une seule observation d'une blessure potentiellement compatible avec un coup de feu a été faite (MPO, Programme de recherche sur les cétacés, données inédites). On présume que la mortalité par balle est nulle pour les deux populations à l'heure actuelle.

2.3.2 Chasse de type « capture vivante »

La chasse de type « capture vivante » a mené à la capture de 68 épaulards dans les eaux de la Colombie-Britannique et de l'État de Washington de 1962 à 1977, dont environ 48 provenaient de la population d'épaulards résidents du sud (prélevés entre 1962 et 1977), 15 de la population d'épaulards résidents du nord (prélevés entre 1965 et 1969) et 5 étaient des épaulards de Bigg (prélevés entre 1970-1975) (Asper et Cornell 1977; Olesiuk *et al.* 1990, tableau 2). Ces chiffres représentent toutes les baleines retirées des populations d'épaulards du Pacifique canadien, y compris celles qui sont mortes pendant la capture ou depuis. La majorité des individus retirés de la population d'épaulards résidents du sud étaient physiquement immatures (tableau 2 : 30/48, 63 %). Davantage de mâles (26) que de femelles (18) ont été prélevés de la population d'épaulards résidents du sud (tableau 2). Moins d'individus ont été retirés de la population d'épaulards résidents du nord : neuf juvéniles et six adultes, dont huit mâles et sept femelles (tableau 3).

Tableau 2 - Épaulards résidents du sud capturés ou tués selon le groupe familial, l'année, la longueur (m) et le sexe pendant la chasse de type « capture vivante » en Colombie-Britannique et dans l'État de Washington (après Olesiuk et al. 1990). Les animaux qui appartiennent vraisemblablement à la population d'épaulards résidents du sud, d'après leur lieu de capture, sont indiqués par l'exposant 1.

Groupe familial/zone	Année de la capture	N	Physiquement immatures						Matures			
			≤ 3,5 m			3,5-4,5 m			4,5-6m	≥ 4,5m	≥ 6 m	
			M	F	I	M	F	I	M	F	M	I
Sud de Vancouver ¹	1962	2	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-
J01, K01 ou L01	1964	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
J01, K01 ou L01	1965	2	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-
Sud de Vancouver ¹	1966	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
K01	1967	8	1	2	-	2	1	-	-	1	1	-
J01, L01	1968	5	-	-	-	3	-	-	2	-	-	-
Sud de Vancouver ¹	1968	2	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-
Sud de Vancouver ¹	1969	3	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1
Sud de Vancouver ¹	1970	2	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-
J01, K01 ou L01	1970	11	2	-	2	3	2	-	1	1	-	-
Washington ¹	1971	2	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-
L01	1971	3	-	1	-	1	1	-	-	-	-	-
J01	1972	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Washington ¹	1973	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
K01	1973	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
L01	1973	2	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-
Sud de Vancouver ¹	1977	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Total	1962-1977	48	5	5	2	12	5	1	5	8	4	1

¹: Épaulard résident du sud présumé d'après la zone de la capture

Tableau 3 - Épaulards résidents du nord capturés ou tués selon le groupe familial, l'année, la longueur (m) et le sexe pendant la chasse de type « capture vivante » en Colombie-Britannique et dans l'État de Washington (après Olesiuk et al. 1990). Les animaux qui appartiennent vraisemblablement à la population d'épaulards résidents du nord, d'après leur lieu de capture, sont indiqués par l'exposant ².

Groupe familial/zone	Année de la capture	N	Physiquement immatures						Matures			
			≤ 3,5 m			3,5-4,5 m			4,5-6 m	≥ 4,5m	≥ 6 m	
			M	F	I	M	F	I	M	F	M	I
C01	1965	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
I11	1967	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Nord-Est de Vancouver ²	1968	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
A (A05)	1968	6	1	-	-	-	1	-	1	3	-	-
A05	1969	6	-	2	-	2	1	-	1	-	-	-
Total	1965-1969	15	1	2	0	4	2	0	2	3	1	0

²Épaulard résident du nord présumé d'après la zone de la capture

2.3.3 Effets des prélèvements

En raison de la proximité de l'habitat de l'épaulard résident du sud par rapport aux centres de population, la majorité des baleines (48, 71 %) prélevées pour être exposées dans des aquariums étaient issues de cette population. Ce prélèvement a eu un impact disproportionné sur la population d'épaulards résidents du sud, plus petite que l'autre, car les petites populations sont plus vulnérables à l'extinction sous l'effet des événements stochastiques (MPO 2018a). Les prélèvements ont non seulement réduit de façon significative la taille de la population d'épaulards résidents du sud, ils ont également déséquilibré la structure de la population puisqu'ils étaient principalement composés de juvéniles et de jeunes mâles (Vélez-Espino *et al.* 2014a). Après la fin de la plupart des captures vivantes, la population d'épaulards résidents du sud a connu une période de croissance de 19 % jusqu'en 1980, suivie d'un déclin de 11 % qui a été attribué au déséquilibre de la structure de la population attribuable aux captures préférentielles (Olesiuk *et al.* 1990; Giles 2014). Les prélèvements ont probablement eu un impact moins important sur la population d'épaulards résidents du nord puisque moins d'individus (15) ont été prélevés sur une population plus importante. Il n'existe aucune mesure d'atténuation pour cette menace historique, mais il convient de tenir compte de ses effets à long terme dans toute évaluation des effets cumulatifs.

2.4 DISPONIBILITÉ RÉDUITE DES PROIES [5, 6, 10, 11, 12, 13]

La disponibilité des proies est composée de deux éléments : l'abondance des proies et l'accès aux proies. Une caractérisation complète de la disponibilité des proies nécessiterait d'examiner les éléments qui influent à la fois sur la présence d'une quantité suffisante de proies et sur la possibilité d'avoir accès aux proies pour les consommer, ce qui est lié à des facteurs tels que le moment et la capacité de quête de nourriture. La présente évaluation reflète cette menace en

examinant les changements dans l'abondance des proies à l'aide d'une série chronologique de données sur le saumon quinnat. L'accès aux proies est partiellement pris en compte dans les interactions entre l'abondance des proies et les perturbations acoustiques et physiques causées par les navires.

2.4.1 Renseignements de base [5, 6]

Les épaulards résidents sont des mammifères marins piscivores qui affichent une nette préférence pour le saumon quinnat (*O.tshawytscha*) en raison de sa grande taille, de sa teneur élevée en lipides et de sa disponibilité toute l'année (Ford *et al.* 2005; Ford et Ellis 2006). L'analyse des restes de proies indique que le saumon quinnat peut représenter jusqu'à 90 % de l'alimentation estivale des épaulards résidents du sud (Ford et Ellis 2006; Ford *et al.* 1998; Hanson *et al.* 2010). Les changements intervenus dans les paramètres des populations d'épaulards résidents ont été directement liés aux fluctuations des stocks de saumon quinnat [5, 6]. La variabilité interannuelle du saumon quinnat est liée à la variabilité interannuelle de la mortalité (Ford *et al.* 2010; Vélez-Espino *et al.* 2014B) [6] et de la fécondité (Ward *et al.* 2009; Vélez-Espino *et al.* 2014B) [6] des épaulards résidents. Il existe une corrélation positive entre la probabilité de mise bas des épaulards résidents et l'abondance du saumon quinnat (Ward *et al.* 2009) [5] et une relation négative entre la mortalité des épaulards résidents et l'abondance du saumon quinnat (Ford *et al.* 2009; 2010; Vélez-Espino *et al.* 2014B) [6]. Ces résultats indiquent clairement que l'abondance du saumon quinnat joue un rôle important dans la dynamique des populations d'épaulards résidents.

La photogrammétrie aérienne a fourni des informations sur le lien entre les taux de mortalité et l'état corporel, ou les réserves de graisse, des baleines individuelles (Durban *et al.* 2015). Les diminutions du taux d'adiposité (mesuré comme la largeur proportionnelle de la tête) ont été liées à la mortalité à court terme. En 2008 et 2013, 43 individus de la population d'épaulards résidents du sud ont été mesurés et 11 d'entre eux présentaient une réduction significative du taux d'adiposité, indiquant une diminution des réserves de graisse (Durban *et al.* 2015). Les femelles qui n'étaient pas gravides ou qui n'allaitaient pas (stades de la vie où l'on s'attend à des changements des paramètres corporels; Kriete 1995; Kastelein *et al.* 2003) et qui présentaient un taux d'adiposité réduit sont mortes peu après avoir été photographiées dans cet état.

Bien que le régime alimentaire estival des épaulards résidents soit constitué en majorité de saumon quinnat, ils consomment également d'autres espèces de salmonidés et des espèces autres que les salmonidés. On estime que, dans l'ensemble, 96 % du régime alimentaire des épaulards résidents est composé de salmonidés, dont 71,5 % de saumons quinnat, 24 % de saumons kéta et 0,5 % d'autres salmonidés comme le saumon coho (*O. kisutch*). Les poissons autres que les salmonidés qui composent leur régime alimentaire sont le hareng du Pacifique (*Clupea pallasii*), la morue charbonnière (*Anoplopoma fimbria*), le sébaste aux yeux jaunes (*Sebastes ruberrimus*), le sébaste à dos épineux (*Sebastes maliger*) et le flétan du Pacifique (*Hippoglossus stenolepis*) (Alava *et al.* 2012, Ford *et al.* 2006, 2009). Comme le saumon kéta peut représenter 24 % des salmonidés figurant au menu des épaulards résidents, sa disponibilité et son abondance peuvent également contribuer à la croissance de ces populations. Le saumon kéta occupe une place plus importante dans le régime alimentaire des épaulards résidents à l'automne, surpassant la contribution du saumon quinnat à cette époque (Ford et Ellis 2006; Ford *et al.* 2010). Cependant, les deux études qui ont examiné le rôle du saumon kéta et d'autres espèces de saumon dans la démographie des épaulards résidents n'ont trouvé aucune preuve statistique d'une relation entre ces stocks de poissons et la mortalité ou la fécondité des épaulards (Vélez-Espino *et al.* 2014b; Ward *et al.* 2009).

2.4.2 Stocks importants de salmonidés

L'analyse génétique d'échantillons de proies montre que les deux populations d'épaulards résidents peuvent exploiter différentes combinaisons des stocks de saumon quinnat. Les principaux stocks de saumon quinnat que l'on trouve dans le régime alimentaire des épaulards résidents du sud de la fin du printemps au début de l'automne sont les saumons quinnat du fleuve Fraser et de la baie Puget (Vélez-Espino *et al.* 2014b; Hanson *et al.* 2010). Au cours de la saison (de la fin du printemps au début de l'automne), la proportion de saumons quinnat du Fraser dans le détroit de Juan de Fuca augmente par rapport aux stocks de la baie Puget à mesure que les populations traversent la région lors de leur migration de montaison dans le fleuve Fraser (MPO 2018b¹). On suppose que les stocks de saumon kéta consommés par les épaulards résidents du sud proviennent des stocks de la baie Puget (Vélez-Espino *et al.* 2014b).

Les épaulards résidents du nord se nourrissent principalement des stocks de saumon quinnat du fleuve Fraser, mais aussi du nord et du centre de la Colombie-Britannique, de la côte ouest de l'île de Vancouver, du détroit de Georgie, de la baie Puget et des stocks du Haut-Columbia, au cours de la même saison (de la fin du printemps au début de l'automne) (Ford et Ellis 2006; Ford *et al.* 2009; Vélez-Espino 2014b). Les stocks de saumon kéta consommés par les épaulards résidents du nord sont ceux du Fraser, de la côte est de l'île de Vancouver (CEVI) et de la côte sud de la Colombie-Britannique (Vélez-Espino *et al.* 2014b).

Certains stocks de saumon peuvent être consommés par plus d'une population d'épaulards résidents, notamment ceux dont la répartition est plus septentrionale et qui peuvent rencontrer des populations d'épaulards pendant leurs migrations. Par exemple, le saumon quinnat d'été du Fraser (type océanique de 4 ans) migre vers le fleuve Fraser en août par les détroits de Johnstone et de Juan de Fuca (MPO 2018b).

2.4.3 Tendances de l'abondance du saumon quinnat

La production de saumon quinnat se fait principalement dans les grands réseaux hydrographiques comme le fleuve Fraser et le fleuve Yukon, et en partit dans des cours d'eau plus petits (Healey 2003). Les stocks de saumon quinnat ont connu un déclin généralisé des populations, surtout dans les années 1990 (figure 6; Riddell *et al.* 2013). Depuis les années 1980, on estime que la productivité du saumon quinnat a diminué de 25 à 40 % pour de nombreux stocks de la Colombie-Britannique (MPO 2018b¹). On enregistre également une tendance à la diminution de la taille corporelle des populations de saumons quinnat (Wiles 2016; Ohlberger *et al.* 2016). La productivité des stocks de saumons kéta sauvages a aussi connu des déclins généralisés dans l'État de Washington (WA) et en Colombie-Britannique (C.-B.), et a touché récemment 81 % des stocks (Malick et Cox 2016).

2.4.4 Effets de seuil/non-linéarités [10, 11, 12, 13]

La capacité des épaulards de capturer et de consommer leurs proies (accès aux proies) peut être influencée par les perturbations causées par les navires, comme nous le verrons à la section 2.5.6. L'interaction proie-perturbation [10, 11] réduit réellement l'accès des épaulards aux proies, ce qui peut avoir des effets sur les individus et les populations. L'interaction entre l'abondance des proies et les perturbations physiques et acoustiques provoquées par les

¹ MPO. 2018b. Document de travail : 15 février 2018. Mesures de gestion du saumon pour soutenir le saumon quinnat et la disponibilité des proies des épaulards résidents du sud proposées en 2018 (document interne).

navires peut également inclure un accès réduit à l'habitat de quête de nourriture, en plus d'une alimentation limitée. On ne sait pas très bien si la répartition des proies se fragmente de plus en plus avec une abondance réduite, et si une répartition fragmentée des proies pourrait avoir une incidence sur l'accès aux proies et la recherche de nourriture pour les épaulards résidents.

La consommation de proies contaminées par des produits chimiques persistants, bioaccumulables et toxiques (TBP) peut également avoir des effets sur les taux vitaux des épaulards. On a constaté que les salmonidés contiennent différents contaminants que l'on trouve également dans les tissus des épaulards; cette question est traitée à la section 2.7.1. L'interaction proie-contaminants [12, 13] peut avoir des incidences sur la mortalité et la fécondité de ces populations.

De plus, d'autres facteurs et non-linéarités peuvent masquer ou fausser la détection d'interactions plus fortes entre les taux vitaux des épaulards résidents et l'abondance des proies (Vélez Espino *et al.* 2014b). Par exemple, les changements climatiques à grande échelle, des facteurs génétiques et d'autres variables environnementales et anthropiques changent également dans ce système et font en sorte qu'il est plus difficile d'isoler les effets d'une seule menace.

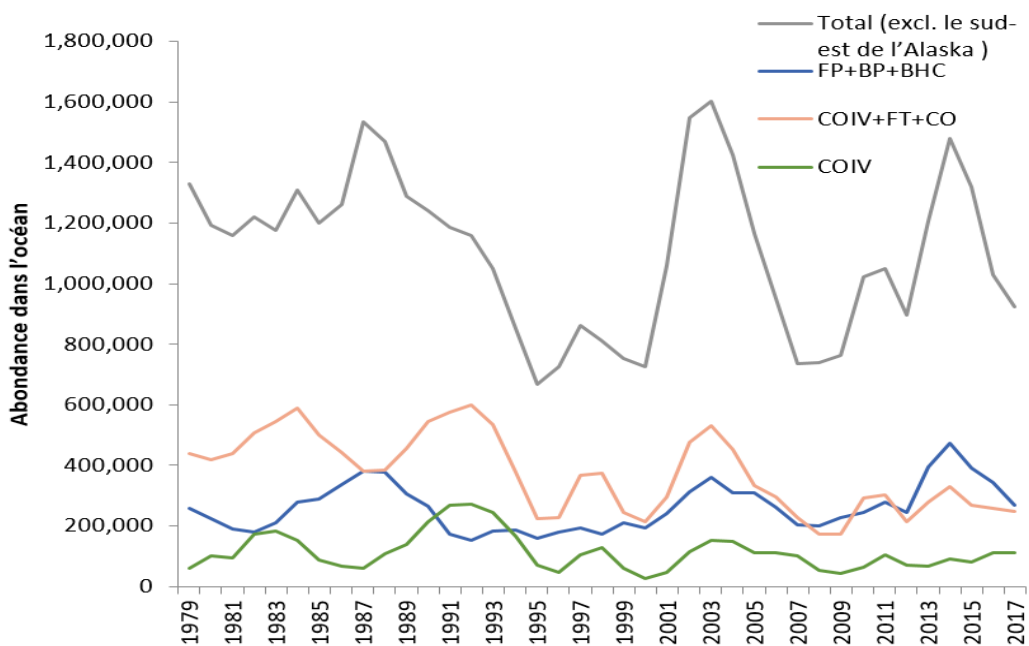


Figure 6 - Série chronologique de l'abondance modélisée du saumon quinnat dans l'océan (en milliers) pour les stocks d'intérêt pour les épaulards résidents. Le total illustre l'indice pour l'ensemble de la côte (à l'exclusion des stocks du sud-est de l'Alaska); FP+BP+BHC représente les stocks du Fraser précoce, de la baie Puget et des baies du Haut-Columbia; COIV+FT+CO représente les stocks de la côte ouest de l'île de Vancouver, du Fraser tardif et de la côte de l'Oregon; COIV est le stock de la côte ouest de l'île de Vancouver.

2.5 PERTURBATIONS (ACOUSTIQUES) [1, 2, 9, 10, 11]

Le nombre croissant de navires, d'activités industrielles et d'autres activités anthropiques a une incidence sur l'habitat physique et acoustique des épaulards, ainsi que sur leur comportement. On ne comprend pas bien l'impact des perturbations sur les cétacés au niveau des individus et des populations (Nowacek *et al.* 2007; MPO 2011). Les perturbations causées par les navires

ont été relevées comme une menace principale pour les deux populations d'épaulards résidents dans le Programme de rétablissement établi en vertu de la LEP (MPO 2011, 2018a). Comme il n'est pas encore possible de séparer les impacts du bruit des navires de ceux de leur présence physique, cette menace englobe ces deux aspects.

2.5.1 Contexte

Les navires sont une source de bruit sous-marin; les navires commerciaux, les bateaux de plaisance, les bateaux d'observation des baleines et les navires militaires sont actifs dans l'aire de répartition des deux populations d'épaulards résidents. Le bruit peut aussi provenir d'activités militaires et de recherche (sonar, explosions, etc.), de survols d'aéronefs, de travaux de construction (battage de pieux, dynamitage, etc.) et de dragage. Différents types de bruits peuvent entraîner différents niveaux et types de perturbations, mais le degré de complexité de ces effets dépasse la portée de la présente étude. Les effets du bruit sur les épaulards peuvent être aigus ou chroniques, et dépendent de la gamme de fréquences, du niveau de la source et de la structure du signal sonore (Richardson *et al.* 1995; Conseil national de recherches 2003; Nowacek *et al.* 2007). Les effets aigus sont intermittents et moins prévisibles dans l'environnement. Les répercussions d'une exposition sonore aiguë (p. ex. le dynamitage) peuvent comprendre la mortalité directe si les baleines se trouvent dans la zone touchée au moment de l'émission du bruit, et sont difficiles à prévoir dans l'espace et dans le temps [2].

Bien qu'il existe de nombreuses sources potentielles de perturbations acoustiques susceptibles d'avoir une incidence sur les épaulards résidents, la présente évaluation se limite à examiner les répercussions des perturbations acoustiques causées par les navires, principale source de bruit sous-marin chronique dans la zone d'évaluation. Les perturbations liées aux navires ont été spécialement déterminées comme un risque pour le rétablissement par le MPO (MPO 2017b). Il peut être difficile de discerner ou de mesurer les impacts d'une telle perturbation acoustique et la composante acoustique des perturbations causées par les navires aux épaulards résidents peut avoir des impacts par divers mécanismes : changements de comportement, masquage auditif, réduction de la valeur adaptative et conséquences pour la population. Un autre impact potentiel des navires est dû à leur présence physique, et il est difficile de séparer l'impact de la présence physique d'un navire de celui du bruit qu'il produit. Pour les dauphins, la seule présence de bateaux peut perturber leur comportement (Pirrotta *et al.* 2015), et avoir un impact sur leur capacité à se reposer et à atteindre un sommeil profond (Tyne 2015).

2.5.2 Changements comportementaux [10, 11]

Les perturbations qui amènent un animal à changer d'état comportemental (p. ex. du repos au déplacement) ou qui entraînent une augmentation du temps consacré à des activités énergiquement coûteuses comme les comportements d'évitement ou d'activité en surface peuvent se traduire par des coûts énergétiques (Williams *et al.* 2009). Ces coûts augmentent avec la gravité et la durée de la réaction (Erbe 2002; Williams *et al.* 2006; Lusseau *et al.* 2009; Ayres 2012; Williams *et al.* 2014). Les mécanismes d'adaptation peuvent aller de l'évitement à court terme à l'abandon à long terme de l'habitat (Kruse 1991; Williams *et al.* 2002a, b; Lusseau et Bejder 2007). Dans les zones centrales près du rivage, l'été et l'automne, les épaulards résidents consacrent de 40 à 67 % à la quête de nourriture (Ford 2006; Noren *et al.* 2009). L'apparition de changements comportementaux (touchant 50 % des épaulards observés) a été observée à des niveaux reçus d'~130 dB re : 1 μ Pa (large bande, quadratique moyenne) (Williams *et al.* 2014). Les perturbations acoustiques ou liées à la présence des navires qui réduisent le temps de quête de nourriture d'un animal peuvent avoir des effets sur la mortalité et la fécondité semblables à ceux d'une diminution de l'abondance des proies [10, 11].

L'augmentation de la vitesse de nage (associée aux comportements d'évitement des navires) peut entraîner une augmentation estimée de 20 % des dépenses énergétiques (Kriete 1995, 2002), ce qui signifie que moins d'énergie est disponible pour d'autres fonctions vitales et que les besoins caloriques augmentent.

2.5.3 Masquage auditif [10, 11]

Le bruit des navires chevauche la gamme de fréquences sonores utilisée par les épaulards (Watkins *et al.* 1987; Berchok *et al.* 2006; Mouy *et al.* 2009; Tervo *et al.* 2011; Hatch *et al.* 2012), et peut masquer la réception des signaux acoustiques servant pour l'alimentation, la navigation, la communication et les interactions sociales (Erbe 1997, 2016; Weilgart 2007; Clark *et al.* 2009; Castellote *et al.* 2012). Le masquage peut interférer avec l'écholocalisation des proies et l'efficacité des activités de recherche de nourriture [10, 11]. Il a été démontré que les épaulards résidents du sud augmentent la durée et l'amplitude des vocalisations en présence de bateaux, ce qui pourrait être une adaptation aux effets de masquage, mais qui peut entraîner des coûts énergétiques (Foote *et al.* 2004; Holt *et al.* 2008). Il y a un coût énergétique supplémentaire si le masquage empêche ou inhibe la réussite des événements de quête de nourriture, ce qui provoque une augmentation de l'énergie dépensée pour ces activités et une diminution de l'énergie disponible pour les autres processus du cycle biologique, comme l'accouplement et la fécondité [10, 11].

2.5.4 Réduction de la valeur adaptative causée par le stress [1, 9]

Lorsque les individus ne peuvent pas réduire une perturbation ou éviter de se trouver à proximité de celle-ci, leurs niveaux de stress peuvent augmenter, ce qui entraîne une réduction de la valeur adaptative qui peut se manifester par une diminution du succès reproducteur (Lusseau et Bejder 2007) [1]. Les individus présentant des niveaux de stress plus élevés peuvent être sensibles à d'autres causes de mortalité, comme les maladies, les parasites et les collisions avec les navires (Fair et Becker 2000) [9]. Il a été démontré que les rorquals à bosse sont plus susceptibles de s'empêtrer après un traumatisme acoustique (Todd *et al.* 1996; Ketten *et al.* 1993). Cependant, Ayres et ses collaborateurs (2012) ont conclu que chez les épaulards résidents du sud, un stress élevé, mesuré par une combinaison des niveaux hormonaux, est lié à l'abondance des proies, plutôt qu'aux perturbations causées par les navires.

2.5.5 Conséquences des perturbations sur les populations [1, 2, 9, 10, 11]

Les effets du bruit sur les populations peuvent se manifester par des changements comportementaux ou physiologiques, qui peuvent à leur tour avoir des répercussions sur la santé et les taux vitaux [1, 2]. Un modèle des conséquences des perturbations sur les populations (CPP) (CNR 2005; Tolitt *et al.* 2017) a été utilisé pour quantifier les impacts chroniques et aigus du bruit sur les épaulards (figure 7). Un modèle d'exposition au bruit combiné au modèle CPP a permis d'estimer le temps de quête de nourriture perdu pour les épaulards résidents du sud en combinant la réaction comportementale et le masquage (Tolitt *et al.* 2017). Dans les zones de circulation très fréquentées de la mer des Salish, les différentes perturbations sonores peuvent se combiner pour produire des impacts potentiellement importants (Tollit *et al.* 2017). Le modèle de SMRU (2017) prévoyait que dans la mer des Salish, le temps de quête de nourriture des épaulards résidents du sud était réduit de 20 à 23 % de chaque jour de chasse (c.-à-d. les jours où on avait prédit que les groupes familiaux d'épaulards résidents du sud se trouveraient dans la zone d'étude). On estime que les deux tiers de ces effets étaient causés par des navires commerciaux et un tiers par des navires d'observation des baleines. La portée de détection des proies était réduite en raison du masquage des clics d'écholocalisation par le bruit des navires. On estime que l'effet combiné

des deux types de navires réduit la portée de détection des proies de 12 à 37 %. La diminution du temps et de l'efficacité de la quête de nourriture peut avoir les mêmes répercussions sur les taux vitaux que la réduction de l'abondance des proies (mortalité accrue et fécondité réduite) [10, 11].

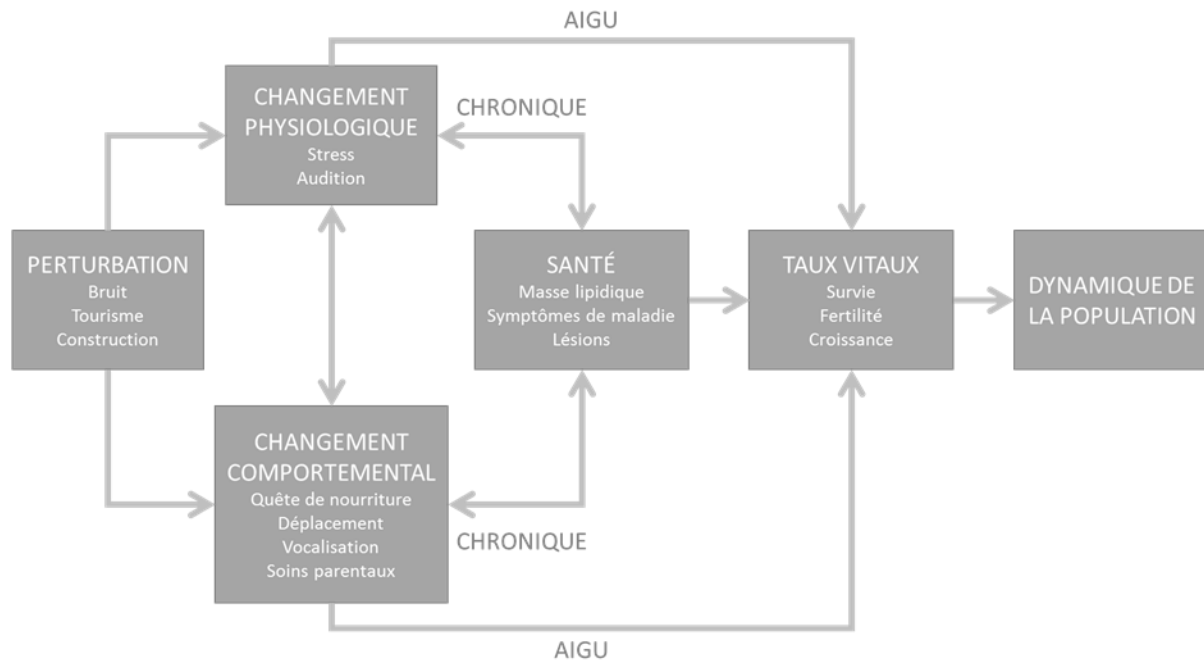


Figure 7 - Modèle des conséquences des perturbations sur les populations (CPP) et voies d'impact qui entraînent des changements dans la dynamique des populations (adapté de Tollit et al. 2017).

2.5.6 Interactions/seuils/non-linéarités [9, 10, 11]

Les effets des perturbations causées par le bruit des navires pourraient être exacerbés lorsque l'abondance des proies est faible, et inversement, ces perturbations peuvent avoir peu ou pas d'effet sur l'efficacité globale de l'alimentation lorsque l'abondance des proies est élevée [10, 11]. Chez les épaulards, les hormones glucocorticoïdes (qui augmentent en réaction au stress nutritionnel ou psychologique) dans les échantillons de fèces sont faibles en été, lorsque les navires sont nombreux et les saumons (fleuve Fraser) abondants, et élevées lorsque l'abondance des bateaux et des saumons est faible, ce qui indique que les effets physiologiques à court terme de l'abondance des proies semblent l'emporter sur les effets des navires (Ayres *et al.* 2012) [10, 11]. Toutefois, l'étude n'a pas prélevé d'échantillons à des périodes où les navires étaient nombreux, mais où les concentrations de saumon étaient faibles. La relation temporelle entre les perturbations causées par les navires et les niveaux de stress n'a pas été quantifiée et il est possible qu'un retard non observé entre l'exposition et la production d'hormones du stress rende ces résultats difficiles à interpréter.

Par ailleurs, lorsque l'abondance des proies est extrêmement faible, les prédateurs peuvent ignorer les perturbations parce que les conséquences de l'abandon d'une prédation sur la valeur adaptative seraient plus graves et pourraient accroître d'autres risques de mortalité (p. ex. collision avec un navire) si les réactions de perturbation adaptative (p. ex. sursaut) sont neutralisées ou ignorées pendant la poursuite de proies limitées [10, 11]. Cette affirmation est étayée par des principes écologiques fondamentaux liés à une relation prédateur-proie dans le contexte de la disponibilité de la ressource : ce n'est que lorsque la nourriture est rare que les espèces proie sont obligées de chercher de la nourriture dans les zones où le risque de

prédation est plus élevé. Les besoins énergétiques de base d'un individu signifient qu'il peut devoir accepter le risque de prédation pour atteindre son bilan énergétique dans des cas où les conditions rehaussent le coût d'évitement des prédateurs (Sansom 2009; Stevens 2010). Les perturbations humaines peuvent être analogues aux risques associés aux prédateurs, et la prédation et les perturbations non mortelles comme le bruit peuvent avoir des effets similaires sur la valeur adaptative (Frid et Dill 2002). Dans le cas des épaulards, les impacts de l'évitement des bateaux pourraient être analogues à ceux de l'évitement des prédateurs. Lorsque la nourriture des épaulards résidents du sud est limitée, les mécanismes des impacts énergétiques comme celui-ci sont préoccupants (Lusseau *et al.* 2009). Les effets du masquage sont un autre élément que les épaulards devraient surmonter en présence de navires s'ils choisissaient de prendre le risque de chercher de la nourriture. Une autre interaction possible est que les épaulards pourraient être plus susceptibles d'abandonner les activités de quête de nourriture dans une zone où les proies sont peu nombreuses ou de mauvaise qualité s'ils sont soumis à des perturbations, parce que les avantages énergétiques dans ces circonstances sont très faibles (Kuningas *et al.* 2013; Pirodda *et al.* 2015).

Le bruit peut causer des échouages ou des piégeages accidentels, et il a été démontré que les bruits forts peuvent causer des échouages (MPO 2018a) [9]. Il a été suggéré que la raison pour laquelle un groupe d'épaulards résidents du sud a passé 30 jours dans un bras de mer de la baie Puget en 1997 était due à une aversion à passer sous un pont bruyant (Shore 1998). Les preuves de l'interaction entre les perturbations acoustiques et d'autres menaces sont rares et mal comprises pour les épaulards et les autres espèces de cétacés.

2.6 PERTURBATIONS (PHYSIQUES) [3, 4]

La deuxième composante des perturbations causées par les navires est la perturbation physique, indiquée comme une menace principale pour les populations d'épaulards résidents dans le Programme de rétablissement établi en vertu de la LEP du MPO (MPO 2011, 2018a) [4]. Aux fins de la présente étude, cette menace n'est reflétée que par les collisions avec des navires.

2.6.1 Contexte

Les épaulards peuvent être blessés ou tués à la suite d'une collision avec un navire; les conséquences de la collision peuvent être particulièrement graves s'ils ont heurté des pales d'hélice en mouvement (Ford *et al.* 2000; Baird 2001) [3, 4]. Le chevauchement spatial entre les populations d'épaulards résidents et le trafic maritime suggère qu'il existe un risque de blessures et de mortalité dues aux collisions avec les navires (Williams et O'Hara 2010). Des observations ont révélé que les bateaux de plaisance qui se trouvent à proximité ou qui pratiquent l'observation des épaulards résidents du sud sont de plus en plus souvent conduits d'une manière qui accroît le risque de collision, comme le fait de s'arrêter dans la trajectoire des baleines, de les poursuivre, de s'en approcher de face ou de croiser leur trajectoire (Ferrera *et al.* 2017). Le nombre de navires à proximité des baleines et la vitesse des navires sont susceptibles d'avoir une forte influence sur le taux de collisions et la gravité des blessures (Conn et Silber 2013; Ferrara *et al.* 2017).

2.6.2 Rapports sur les blessures et les mortalités

Blessures [3]

La fréquence et la gravité des blessures causées par les collisions aux épaulards résidents sont incertaines, mais il existe certains comptes rendus anecdotiques ainsi que des preuves physiques observées de blessures provenant des relevés habituels des populations. Ces

sources donnent un aperçu de la proportion de la population qui pourrait avoir subi des blessures à la suite de collisions avec des navires. Le tableau 4 résume l'information sur les collisions connues avec des navires qui ont causé des blessures (que les auteurs ont pu trouver dans la documentation et auprès d'experts) chez des épaulards résidents du nord et du sud. Dans de nombreux cas, les épaulards blessés se sont rétablis, même dans les cas graves (Ford *et al.* 2000; Baird 2002).

Tableau 4 - Chronologie des cas connus de collisions avec des navires ayant causé des blessures chez des épaulards résidents du nord et du sud.

Année	Population	Individus (nombre)	Description
1995	Épaulard résident du nord	1	Heurté par un hors-bord, lésion à la nageoire dorsale, rétabli (Baird 2002; Williams et O'Hara 2010)
1998	Épaulard résident du sud	1	Collision non mortelle dans le détroit de Haro (Baird 2002; Williams et O'Hara 2010)
2003	Épaulard résident du nord	1	Blessé par un hors-bord, mais rétabli (Federal Register 2007; Baird 2002)
2005	Épaulard résident du sud	1	K25 blessé par une collision avec la crosse d'un navire d'observation des baleines (à la dérive, moteur arrêté) (K. Balcomb, Center for Whale Research, WA, comm. pers.); la baleine a subi des blessures mineures et s'est rétablie (Williams et O'Hara 2010)
2006	Épaulard résident du nord	2	Baleineau A59 blessé près de Campbell River; Une blessure grave causée à G39 (Williams et O'Hara 2010)
2014/5	Épaulard résident du nord	1	Blessures superficielles infligées à l'épaulard résident du nord A61 par une collision avec une hélice, l'animal s'est rétabli depuis (B. Wright, MPO, comm. pers.).
2015	Épaulard résident du nord	1	Preuve photographique de blessures relativement graves au dos causées par une hélice à l'épaulard résident du nord A60, qui s'est rétabli depuis (B. Wright, MPO, comm. pers.).
2016	Épaulard résident du nord	1	Blessure superficielle causée par une hélice, observée par photogrammétrie aérienne (Ferrara <i>et al.</i> 2017)
2018	Épaulard résident du nord	1	A109, un résident du nord juvénile (né en 2014), gravement blessé au dos, derrière la nageoire dorsale, par une collision avec une hélice. Semblait vigoureux malgré sa blessure et a été observé à nouveau par d'autres personnes quelques jours plus tard et à nouveau à la fin août. Les blessures semblaient bien guérir (B. Wright, MPO, comm. pers.).

Si on estime la fréquence des blessures sur la base de la période 1995-2016, des épaulards résidents du nord ont été blessés huit fois en 21 ans et des épaulards résidents du sud deux fois en 21 ans. Il est probable que ces rapports sous-estiment la fréquence réelle des blessures causées par des hélices (Williams et O'Hara 2010). S'ils ne sont pas tués par la collision, les épaulards blessés peuvent souffrir des conséquences de la blessure sur leur valeur adaptative (p. ex. capacité réduite de chasser), ce qui pourrait avoir des répercussions sur la fécondité [3].

Mortalités [4]

Il est souvent difficile de déterminer la cause de la mort des épaulards résidents, car les carcasses coulent souvent et sont perdues, ce qui signifie qu'une faible proportion seulement

est récupérée en vue d'une nécropsie (Ford *et al.* 1998; National Marine Fisheries Service 2008; MPO 2018a). C'est l'une des raisons pour lesquelles la cause de la mort des baleineaux, en particulier, est souvent inconnue (Baird 2000). La plupart des cas de mortalité ne sont pas observés directement et ne sont enregistrés que lorsque l'animal n'est pas vu avec son matrilignage lors de rencontres ultérieures. D'après les données du recensement annuel, on estime qu'entre 1974 et 2008, 96 épaulards résidents du sud et 176 du nord sont morts, mais seulement 19 carcasses d'épaulards résidents du sud et 5 d'épaulards résidents du nord ont été récupérées, soit un taux de récupération de 20 % pour les épaulards résidents du sud et de 3 % pour les épaulards résidents du nord (Barbieri *et al.* 2013).

Les données recueillies sur les cétacés trouvés morts ou vivants sur une plage et incapables de retourner à la mer sont incluses dans les bases de données sur les échouages. Au Canada, le MPO tient une base de données sur les incidents impliquant des mammifères marins qui reflète les données sur les échouages (données inédites du Programme de recherche sur les cétacés) et, aux États-Unis, la NOAA tient à jour une base de données pour un réseau national sur les échouages de mammifères marins et un réseau sur la côte Ouest qui a commencé dans les années 1980. Nous n'avons présenté que des informations provenant de données sur les échouages qui sont liées à une population précise d'épaulards (c.-à-d. après le début des recensements de population dans les années 1970). Le tableau 5 résume les cas de mortalité présumés dus à des collisions avec des navires (tous types de navires confondus). Dans la période couverte par le tableau 5 (1974-2016), les populations d'épaulards résidents du nord et d'épaulards résidents du sud ont chacune enregistré trois mortalités [4]. Là encore, il s'agit probablement de valeurs sous-estimées en raison des causes inconnues de mortalité chez les animaux disparus et présumés morts.

Tableau 5 - Chronologie des mortalités signalées d'épaulards résidents du nord et d'épaulards résidents du sud résultant de collisions avec des navires. Les données utilisées se limitent à la période postérieure aux années 1970, après le début des recensements de la population, ce qui permet de relier la mortalité des individus à une population précise.

Année	Population	Individus (nombre)	Description
1974	Épaulard résident du nord	1	Collision mortelle avec un traversier, peut-être un épaulard résident du nord (Baird 2002; Ford <i>et al.</i> 1994)
2006	Épaulard résident du nord	2	Un animal blessé près de Campbell River et mort l'année suivante (A82) Une collision mortelle près de Prince Rupert (C21) (Gaydos et Raverty 2010; Williams et O'Hara 2010)
2006	Épaulard résident du sud	2	Un mâle (L98) tué par une hélice de remorqueur dans la baie Nootka; Une femelle échouée (L112) est morte d'un traumatisme contondant présumé causé par une collision avec un navire (Gaydos et Raverty 2010; Williams et O'Hara 2010)
2016	Épaulard résident du sud	1	J34, un mâle de 18 ans trouvé mort à Sechelt, est mort d'un traumatisme contondant causé par une collision avec un navire (Ferrara <i>et al.</i> 2017; MPO 2017a).

2.6.3 Interactions/seuils/non-linéarités [9, 10]

Les interactions des collisions avec des navires avec d'autres menaces n'ont pas été clairement démontrées, bien qu'on ait émis l'hypothèse que les épaulards pourraient présenter un risque plus élevé de collision avec un navire lorsqu'ils sont exposés à des sons forts, susceptibles de nuire à leur capacité de détecter les navires (Erbe *et al.* 2018) [9].

De plus, comme nous l'avons mentionné dans la section précédente sur les perturbations acoustiques (2.5.6), lorsque les proies sont peu abondantes, les épaulards peuvent ignorer les perturbations et s'exposer à un risque accru de collision avec un navire lorsqu'ils poursuivent des proies, comme cela a été documenté chez d'autres espèces de mammifères (Frid et Dill 2002; Sansom 2009; Stevens 2010) [11].

2.7 CONTAMINANTS [7, 8, 12, 13]

2.7.1 Contexte

Les populations d'épaulards résidents sont exposées à une variété de contaminants rejetés dans le milieu marin par le passé et à l'heure actuelle par des sources comme les rivières, les eaux usées, les eaux pluviales et les dépôts atmosphériques (Cullon *et al.* 2009). L'exposition aux contaminants est particulièrement préoccupante pour les épaulards résidents du sud parce qu'ils passent une grande partie du printemps, de l'été et de l'automne dans les eaux de la baie Puget et du bassin de Georgie (Krahn *et al.* 2007), des régions influencées par les grands centres urbains de Vancouver et Seattle. De nombreux contaminants peuvent être préoccupants pour les populations d'épaulards résidents, comme le soulignent un examen

récent d'Environnement Canada (Van Zandvoort 2019, non publié²) et une liste des contaminants prioritaires pour les épaulards de la Colombie-Britannique (Morra et Gobas 2017, non publiée³). Bien que tous les contaminants auxquels les épaulards résidents sont exposés puissent avoir des effets négatifs, pour la plupart, la nature de leurs effets sur les paramètres de la population est incertaine et n'entre donc pas dans le cadre de cette évaluation.

À l'heure actuelle, les contaminants particulièrement préoccupants pour les épaulards sont ceux qui se bioamplifient, atteignant les concentrations les plus élevées chez les animaux au sommet de la chaîne alimentaire, et qui sont généralement classés comme produits chimiques persistants, bioaccumulables et toxiques (TBP) (Ross *et al.* 2000; Ross 2006). Bien que la fabrication de beaucoup de ces contaminants soit interdite depuis les années 1970, ils persistent encore dans l'environnement. Lorsque ces produits chimiques sont consommés, ils se bioaccumulent dans les tissus des organismes et peuvent provoquer des formes chroniques d'immunotoxicité et de neurotoxicité et entraîner des troubles de la reproduction (Ross *et al.* 2000; Ross et Desforges 2014, inédit⁴; Morra et Gobas 2017, inédit³). [7, 8]. Dans le groupe des TBP, deux grandes classes de contaminants, les polybromodiphényléthers (PBDE) et les biphényles polychlorés (BPC), ont été déterminées comme étant préoccupantes sur le plan écotoxicologique pour les épaulards.

2.7.2 Polybromodiphényléthers (PBDE)

Les PBDE sont un groupe de contaminants synthétiques qui sont utilisés comme retardateurs de flamme dans toute une gamme de produits, y compris de nombreux articles électroniques et domestiques. Les PBDE sont des contaminants préoccupants en raison de leurs effets sur le système immunitaire, la reproduction et le développement des mammifères (Ross *et al.* 2006). Les PBDE sont liposolubles et peuvent donc être mesurés en prélevant des échantillons de graisse d'épaulard. Les concentrations de PBDE dans le gras des épaulards sont de plus en plus préoccupantes, car on a constaté une augmentation au fil du temps (Ross 2006; Guy 2018, inédit⁵).

Les PBDE sont constitués d'une structure de diphényléther basique avec 1 à 10 atomes de brome, conduisant à 209 combinaisons différentes (congénères). Le nombre d'atomes de brome fixés à la molécule et le degré de bromation sont liés à différentes propriétés et à la toxicité. Par exemple, les congénères ayant de 4 à 8 atomes de brome se bioaccumulent généralement davantage, car ils se lient mieux aux sédiments que ceux ayant de 9 à 10 atomes de brome. On a observé que les PBDE ont des effets sur les hormones thyroïdiennes et le développement neurologique et qu'ils peuvent être cancérigènes (USEPA 2017).

² Van Zandvoort, A. 2019. Review of contaminants of concern to Southern Resident Killer Whales and/or Chinook salmon. Un rapport évolutif préparé pour Environnement et Changement climatique Canada. Dernière modification : 4 avril 2019.

³ Morra, J., et Gobas, F. 2017. Recovering British Columbia's resident killer whales by tackling pollution. Rapport préparé pour Pêches et Océans Canada. Non publié.

⁴ Ross, P.S. et Desforges, J.P. 2014. Towards a framework for organizing a forward-looking pollution workshop for SARA-listed marine mammals in February 2015. Rapport préparé pour Pêches et Océans Canada, Gestion des pêches - Espèces en péril, 18 mars 2014. Programme de recherche sur la pollution océanique, Centre des sciences de la mer de l'Aquarium de Vancouver. 31 p. Non publié.

⁵ Guy, J. 2018. A risk analysis of legacy pollutants, PCBs, PBDEs and new emerging pollutants in the Salish Sea Killer Whales. Mémoire de maîtrise, Université Simon Fraser. Non publié.

2.7.3 Diphényles polychlorés (BPC)

Les anciens TBP, comme les biphényles polychlorés (BPC), qui sont structurellement semblables aux PBDE, ont été évalués comme faisant partie de la catégorie de menace la plus préoccupante pour les épaulards résidents de la Colombie-Britannique (Morra et Gobas 2017, inédit³). De plus, une évaluation récente, fondée sur les risques pour la santé, de 25 contaminants différents présents chez des épaulards résidents a révélé que sur le plan de l'exposition chimique globale, les BPC étaient le polluant le plus préoccupant (Gobas et Ross 2017, inédit⁶).

Les BPC étaient autrefois utilisés dans des produits comme les lubrifiants, les peintures, les adhésifs, les retardateurs de flamme et, en particulier, dans les huiles résistantes à la chaleur des appareils électriques (transformateurs et condensateurs) (Clark 1999; Ross *et al.* 2006) et ont été rejetés en quantités importantes dans l'environnement par des pratiques industrielles depuis les années 1920. On estime que de 1930 à 1993, 1,3 million de tonnes de BPC ont été produites dans le monde (Breivik *et al.* 2002a) et qu'environ 1,4 % de ces BPC ont pénétré dans l'environnement (Breivik *et al.* 2002b).

Les preuves de l'accumulation et de la persistance des BPC dans l'environnement et de leurs impacts ont conduit à leur interdiction à la fin des années 1970 aux États-Unis et au Canada, et en 2001, ils étaient interdits en vertu de la Convention de Stockholm (Convention de Stockholm 2001⁷; Jepson *et al.* 2016). Bien que le Canada ait interdit la production, l'importation et la vente de BPC en 1977, l'interdiction de rejet dans l'environnement est survenue plus tard (1985) et l'utilisation d'équipement contenant des BPC est toujours permise jusqu'à leur fin de vie utile. Malgré ces interdictions, les BPC demeurent dans l'environnement en raison de leur nature persistante, ainsi que des rejets continus à la suite de déversements accidentels, d'incendies (Environnement Canada 2018), du ruissellement des rivières, du transport atmosphérique sur de longues distances et des dépôts (Desforges *et al.* 2018). Les BPC sont aussi encore largement présents en tant que contaminants « accidentels » dans les pigments et les colorants de nombreux produits de consommation courante comme les journaux, les emballages de céréales, les sacs de plastique et même la craie pour trottoir (Stone 2016). Les BPC provenant de ces sources peuvent pénétrer dans l'océan en raison d'une mauvaise élimination ou gestion des déchets.

Les BPC consistent en une ou plusieurs combinaisons de produits chimiques organiques artificiels (biphényles) de structure similaire. Il existe 209 congénères de BPC qui varient selon la chloration (nombre d'atomes de chlore) et la position de ces atomes (Heindel et Zoeller 2006; Environnement Canada 2018). La combinaison précise des congénères présents peut être un facteur important de leurs impacts et de leur toxicité. Cent trente-six congénères de BPC ont été trouvés chez des épaulards (Addison et Ross 2000). La composition des congénères de BPC présents dans les populations d'épaulards résidents du sud et d'épaulards résidents du nord est similaire, les congénères 153, 138, 52, 101, 118 et 180 représentant près de 50 % de la charge totale en BPC (Ross *et al.* 2000). Les BPC sont liés au cancer et aux problèmes du système nerveux, à la mort infantile, aux malformations congénitales et aux lésions cérébrales (Sullivan *et al.* 2007). Une description des impacts biologiques des BPC est fournie à la section 2.7.6.

⁶ Gobas, F., et Ross, P.S. 2017. Évaluation des risques pour la santé des épaulards (*Orcinus orca*) posés par les contaminants émergents : établissement des priorités pour soutenir le rétablissement. Rapport de recherche inédit.

⁷ Convention de Stockholm. 2001. 2256 UNTS 119; 40 ILM 532 (2001).

2.7.4 Bioaccumulation des BPC chez les épaulards résidents

Les BPC rejetés dans le milieu marin se retrouvent dans les sédiments et la colonne d'eau, où ils sont absorbés par les organismes vivants dans les sédiments et le plancton. À partir de là, les BPC se bioamplifient dans tout le réseau trophique (Pearce et Gobas 2018, inédit⁸). Ainsi, les animaux les plus touchés par la toxicité et la persistance des BPC dans l'environnement sont ceux qui vivent longtemps et qui se trouvent au sommet de la chaîne alimentaire (comme les épaulards), car les niveaux de BPC peuvent demeurer élevés en raison de la bioaccumulation. Cette situation est exacerbée par le fait que les cétacés ont une capacité limitée de métaboliser les BPC plus chlorés (Boon *et al.* 1997; Ross *et al.* 2000). Les niveaux de BPC chez les épaulards sont influencés par l'âge et le sexe (Ross *et al.* 2000). Par exemple, les mâles deviennent de plus en plus contaminés à mesure qu'ils vieillissent, tandis que les taux diminuent avec l'âge chez les femelles actives sur le plan de la reproduction, puisqu'elles transfèrent un pourcentage de leur charge en BPC sur leurs petits pendant la gestation et la lactation, ce qui peut influencer le développement des baleineaux (Ross *et al.* 2000).

La consommation de saumon quinnat est une source importante de BPC pour ces populations d'épaulards piscivores (Ross *et al.* 2000). Les charges en BPC des stocks de saumon quinnat varient, et la majorité des BPC présents chez les saumons quinnat adultes en montaison sont absorbés en mer (Cullon *et al.* 2009; O'Neill et West 2009). Les concentrations de BPC dans les saumons quinnat échantillonnés en Colombie-Britannique et dans l'État de Washington dépassent un seuil alimentaire (8 µg/kg) estimé comme protecteur pour 95 % des épaulards (Cullon *et al.* 2009). Les stocks de saumon quinnat du sud consommés par les épaulards résidents du sud présentent des niveaux de contamination par les BPC plus élevés que les stocks du nord consommés par les épaulards résidents du nord; en particulier, la charge en BPC des saumons quinnat échantillonnés dans la baie Puget (dans la mer des Salish) était jusqu'à cinq fois supérieure à celle des autres populations (O'Neill et West 2009). Les charges plus élevées en BPC dans les stocks du sud sont attribuées au fait que certains saumons quinnat, appelés « résidents », ne migrent pas, mais demeurent dans la région de la mer des Salish toute l'année (O'Neill et West 2009), qui comprend des zones fortement contaminées par les BPC (Ross *et al.* 2004, 2006). Environ 29 % des alevins d'écloserie de moins d'un an et 45 % des jeunes d'un an qui sont entrés dans la baie Puget y sont restés comme résidents (O'Neill et West 2009). Outre leur exposition accrue aux BPC, la teneur en lipides des stocks de saumon quinnat plus au sud est également plus faible, et les épaulards résidents du sud peuvent avoir à manger davantage de saumons pour compenser (Cullon *et al.* 2009). Une petite partie du régime alimentaire des épaulards résidents peut être composée de poissons locaux autres que les salmonidés, de sorte que la consommation de poissons résidant dans les habitats méridionaux les plus contaminés peut également contribuer aux charges plus élevées en BPC observées dans la population d'épaulards résidents du sud (Ross *et al.* 2000; 2006). Dans l'ensemble, on pense que les épaulards résidents du sud consommeront 6,6 fois plus de BPC dans leur alimentation que les épaulards résidents du nord (Cullon *et al.* 2009; Ross *et al.* 2006).

2.7.5 Charges en BPC chez les épaulards résidents au fil du temps

La charge en BPC liposolubles peut être mesurée à partir d'échantillons de graisse d'épaulard. Le MPO a commencé à prélever des échantillons de graisse d'épaulards résidents et d'épaulards de Bigg en 1993 (Ross *et al.* 2000). L'analyse des données des trois premières

⁸ Pearce, R., et Gobas, F. 2018. Evaluation of trends in PCB concentration and food- web transfer of PCBs to Resident Killer Whales. Rapport préparé pour Pêches et Océans Canada. Non publié.

années d'échantillonnage (1993-1996; n = 6 épaulards résidents du sud; n = 26 épaulards résidents du nord; n = 15 épaulards de Biggs) a révélé que les concentrations de Σ BPC étaient trois fois plus élevées chez les épaulards résidents du sud que chez les épaulards résidents du nord, probablement en raison d'une exposition différente aux contaminants présents dans l'habitat et le régime alimentaire. Les épaulards résidents du sud chevauchent davantage les centres de population et les zones industrielles du sud de la C.-B. et du nord de l'État de Washington, qui sont fortement contaminés par les BPC selon les études sur les contaminants chez les phoques (Ross *et al.* 2004, 2006, 2013). Le programme d'échantillonnage du MPO s'est poursuivi, prolongeant la série chronologique de 1993-2009 pour l'épaulard résident du nord et de 1993-2004 pour l'épaulard résident du sud (Ross *et al.* 2013, inédit⁹; Guy 2018, inédit⁵). Une étude américaine distincte a prélevé des échantillons d'épaulards résidents du sud en 2004, 2006 et 2007 (Krahn *et al.* 2007; 2009), et l'analyse a indiqué que les niveaux de BPC dépassaient les seuils pour les effets sur la santé des mammifères marins et que les concentrations de POP étaient nettement plus élevées chez les juvéniles que chez les adultes en raison du transfert maternel (Krahn *et al.* 2009). Une diminution des concentrations de BPC a été signalée pour les épaulards résidents du sud échantillonnés en 2004/2006 par rapport à 1993-1995 (Krahn *et al.* 2007). Cependant, l'analyse de Krahn a porté sur 45 congénères de BPC, et l'analyse des échantillons précédents sur 205 congénères (Ross *et al.* 2004, 2006, 2013, inédit⁹). L'analyse des échantillons d'épaulards résidents du sud collectés par la NOAA (États-Unis) a été réalisée en 2015. Dans ces échantillons, Σ BPC de la population d'épaulards résidents du sud variait de 10 à 48 (moyenne géométrique = 24) mg/kg de lipides chez les mâles et de 3 à 44 (moyenne géométrique = 10) mg/kg de lipides chez les femelles (Guy 2018 inédit⁵; annexe II).

La compilation de toutes les données de Σ BPC recueillies à ce jour sur les populations d'épaulards en C.-B. a permis d'analyser les tendances sur toute la période (1993-2015 pour les épaulards résidents du sud, 1993-2009 pour les épaulards résidents du nord) [source des données sur les BPC : Krahn *et al.* 2007, 2009; Ross *et al.* 2013 inédit⁹; Guy 2018 inédit⁵]. Les concentrations de BPC accumulées chez les épaulards variaient selon les préférences alimentaires, l'ordre de mise bas, les antécédents de reproduction, l'année de naissance et le matrilignage (Pearce et Gobas 2018, inédit⁸). Les concentrations de Σ BPC chez les épaulards résidents du sud mâles et femelles n'ont pas changé de façon significative par rapport à 1993-2015, ce qui indique que les BPC continuent de persister chez la population (tableau 6, tableau 7; Gobas et Ross 2017, inédit⁶). Les niveaux de Σ BPC chez les épaulards résidents du nord femelles n'ont pas non plus beaucoup changé (1993-2009). Cependant, on a constaté une baisse importante dans les échantillons d'épaulards résidents du nord mâles au cours de la même période (tableau 6; Gobas et Ross 2017, inédit⁶). Le fait qu'aucune diminution n'a été constatée chez les femelles a été attribué à une tendance masquée par la plus grande variabilité individuelle des valeurs chez les femelles en raison de différences dans le succès de la reproduction.

Les différences relevées dans la charge en BPC entre les mâles et les femelles peuvent indiquer que le transfert dû à la reproduction peut introduire une variabilité significative dans ces observations, particulièrement dans les populations où la reproduction a été touchée et où des échecs de grossesse peuvent se produire. Les concentrations de BPC chez les mâles peuvent être un indicateur plus fiable des changements temporels de l'exposition des épaulards aux BPC dans le temps, car elles sont moins susceptibles d'afficher autant de variabilité que les

⁹ Ross, P.S., Desforges, J.-P.W., Dangerfield, N.J., Crewe, N.F., Dubetz, C.P., Fischer, M.B., Fraser, T.L., et Ross, A. R. 2013. Blubber concentrations of PCBs, PBDEs, PCDDs and PCDFs from 1993 to 2009 in killer whales (*Orcinus orca*) from the North East Pacific Ocean. Non publié.

femelles, qui ont des antécédents de reproduction différents. Cela est corroboré par les données d'une analyse des tendances des Σ BPC dans la population d'épaulards résidents plus importante et en meilleure santé de l'Alaska, où des baisses des niveaux de BPC ont été observées chez les deux sexes sur une période similaire (Gobas et Ross 2017, inédit⁶).

Une analyse récente du réseau trophique (Pearce et Gobas 2018, inédit⁸) a intégré les valeurs de Σ BPC dans les sédiments (Guy 2018, inédit⁵) à un modèle de bioaccumulation existant (Lachmuth et al. 2010; Alava *et al.* 2012, 2016) pour examiner le transfert des BPC des sédiments aux épaulards dans différentes zones. Les mesures des sédiments qui sous-tendent le modèle indiquent des baisses sensibles des BPC totaux dans les échantillons de la côte Nord (2011-2015) et du détroit de Georgie (2010-2017), mais une hausse dans les échantillons de l'habitat américain de l'épaulard résident du sud (2010-2016), bien que les données ne soient pas bien adaptées linéairement. Les estimations modélisées des concentrations de Σ BPC chez les épaulards résidents adultes mâles et femelles basées sur ces valeurs sédimentaires étaient généralement proches des valeurs observées, sauf lorsque l'on a utilisé des sédiments provenant de l'habitat américain de l'épaulard résident du sud. Dans ces cas, le modèle a largement surestimé les niveaux de Σ BPC dans les épaulards, car les niveaux de Σ BPC dans les sédiments de la baie Puget ne sont pas représentatifs du reste de l'habitat de l'épaulard résident du sud. Bien que les sédiments de la baie Puget soient fortement contaminés par les BPC, on estime que les épaulards résidents du sud ne passent que 6 % de leur temps dans cette région (Pearce et Gobas 2018, inédit⁸). Dans les zones d'habitat de l'épaulard résident du sud situées en C.-B., le modèle a permis de mieux prédire les BPC chez les épaulards, et on estime que la population passe 18 % de son temps dans son habitat essentiel et 3 % dans le détroit de Georgie (Lachmuth 2010; Pearce et Gobas 2018, inédit⁸).

Tableau 6 - Résumé des données de Σ BPC pour les épaulards résidents du nord et du sud mâles. Les catégories d'âge sont tirées de Vélez-Espino et al. 2014a; 2014b. La catégorie pour les baleineaux (< 1) a été exclue en raison du manque de données. Les valeurs sous chaque moyenne représentent la fourchette des valeurs moyennes dans cette catégorie. Les données des échantillons dont le sexe était inconnu ont été exclues.

Écotype	Plage de dates	Source	Congénères analysés	Moyenne géométrique et fourchette de Σ BPC mg-kg-1 pl							
				Juveniles (1-9)	n	Jeunes mâles (10-21)	n	Mâles plus âgés (22+)	n	Tous les adultes mâles (10+)	n
Épaulard résident du nord	1993-1996	Ross et al. 2000	205	17,27 10,80-27,90	3	20,6 20,00-21,20	2	25,2 2,42-49,60	8	24,28 2,42-49,60	10
	1993-2009	Ross et al. 2013, inédit ⁹ (colligé par Guy 2018, inédit ⁵)	205	10,62 3,27-27,90	10	10,54 2,60 - 23,70	21	19,32 0,72 - 49,60	13	13,79 0,72 - 49,60	34
Épaulard résident du sud	1993-1996	Ross et al.	205	-	-	63,20 Valeur unique	1	119,80 5,93-192,0	3	105,78 5,93-192,0	4
	1993-2009	Ross et al. 2013, inédit ⁹ (colligé par Guy 2018, inédit ⁵)	205	-	-	27,93 8,53 - 63,20	4	151,98 5,93-248,00	4	89,96 5,93-248,00	8
	2004, 2006 et 2007	Krahn et al. 2007; 2009	45	38,00 34,00-41,00	3	40,43 22,00-74,00	7	91,33 38,00-180,00	3	55,70 22,00-180,00	10
	2015	Guy 2018, inédit ⁵	209	37,60 27,70-47,50	2	-	-	10,30 Valeur unique	1	10,30 Valeur unique	1
	1996-2015	Combinées (Ross et al. 2000, 2013; Krahn 2007,2009; Guy 2018, inédit ⁵)	45, 205 et 209	37,84 27,70-47,50	5	35,88 8,53-74,00	11	111,53 5,93-248,00	8	67,73 5,93-248,00	19
	1996-2015	Combinées sauf les données de Krahn	205 et 209	37,60 37,60-47,50	2	27,93 8,53 - 63,20	4	123,65 5,93-248,00	5	81,11 5,93-248,00	9

Tableau 7 - Résumé des données de Σ BPC pour les épaulards résidents du nord et du sud femelles. Les catégories d'âge sont tirées de Vélez-Espino et al. 2014a; 2014b. La catégorie pour les baleineaux (< 1) a été exclue en raison du manque de données. Les valeurs sous chaque moyenne représentent la fourchette des valeurs moyennes dans cette catégorie. Les données des échantillons de sexe inconnu ont été exclues.

Écotype	Plage de dates	Document source	Congénères analysés	Moyenne géométrique et fourchette de Σ BPC mg-kg-1 pl									
				Juveniles (1-9)	n	Jeunes femelles (10-30)	n	Femelles plus âgées en âge de se reproduire (31-50)	n	Femelles ayant passé l'âge de se reproduire (51+)	n	Toutes les femelles adultes (10+)	n
Épaulard résident du nord	1993-1996	Ross <i>et al.</i> 2000	205	40,67 9,80-109,00	4	7,09 0,48-15,40	6	1,81 1,04-2,58	2	19,65 9,45-25,50	3	9,56 0,48-25,50	11
	1993-2009	Ross <i>et al.</i> 2013, inédit. ⁹ (colligé par Guy 2018, inédit. ⁵)	205	25,76 4,12-109,00	12	7,79 1,37-25,00	21	2,38 1,04-6,37	5	17,1 9,45-25,5	3	7,87 0,48-25,50	30
Épaulard résident du sud	1993-1996	Ross <i>et al.</i> 2000	205	-	-	74,70 Valeur unique	1	34,70 Valeur unique	1	-	-	54,70 34,70-74,70	2
	1993-2009	Ross <i>et al.</i> 2013, inédit. ⁹ (colligé par Guy 2018, inédit. ⁵)	205	-	-	74,70 Valeur unique	1	34,70 Valeur unique	1	-	-	54,70 34,70-74,70	2
	2004, 2006 et 2007	Krahn <i>et al.</i> 2007; 2009	45	62 Valeur unique	1	17,97 4,30-45,00	3	8,90 Valeur unique	1	67,33 27,00-120,00	3	37,83 4,30-120,00	7
	2015	Guy 2018, inédit ⁵	209	-	-	16,85 3,01-44,10	5	4,83 Valeur unique	1	-	-	14,85 3,01-44,10	6
	1996-2015	Guy 2018, inédit ⁵ (Ross <i>et al.</i> 2000, 2013; Krahn 2007, 2009; Guy 2018, inédit ⁵)	45, 205 et 209	62 Valeur unique	1	23,65 3,01-74,70	9	16,14 4,83-34,70	3	67,33 27,00-120,00	3	30,89 3,01-120,00	15
	1996-2015	Comme ci-dessus, mais à l'exclusion des échantillons de Krahn	205 et 209	-	-	26,50 3,01-74,70	6	19,77 4,83-34,70	2	-	-	24,81 3,01-74,70	8

2.7.6 Impacts biologiques des BPC [7, 8]

Les BPC peuvent avoir divers effets toxiques dose-dépendants sur les mammifères, notamment l'immunosuppression, les troubles de la reproduction et des effets sur le système endocrinien (Buckman *et al.* 2011; Jepson *et al.* 2016; Lundin *et al.* 2016; Mongilo *et al.* 2016). Il convient de souligner en particulier les impacts sur la reproduction puisque les BPC ont été impliqués dans la diminution du succès de reproduction des cétacés [6] et l'augmentation de la mortalité des baleineaux [8], ce qui suggère qu'ils peuvent avoir un rôle important dans le déclin des populations et la suppression du rétablissement de certaines populations d'épaulards (Jepson *et al.* 2016; Hall *et al.* 2018; Desforges *et al.* 2018). Chez les jeunes phoques gris, les BPC transférés par la mère perturbent l'absorption du glucose et la production de lactate dans les tissus adipeux et les concentrations de POP chez les nouveau-nés de 3 semaines sont suffisamment élevées pour influencer sur la fonction adipeuse (la capacité de réguler et de produire du gras), ce qui pourrait avoir un impact sur la survie (Hall *et al.* 2001; Robinson *et al.* 2018). Les effets des POP sur la fonction adipeuse sont considérés comme les plus élevés chez les jeunes mammifères marins et sont modifiés par l'état nutritionnel et l'épaisseur de la graisse (Robinson *et al.* 2018). Par exemple, après le sevrage, les niveaux de POP chez les jeunes phoques à jeun peuvent augmenter davantage à mesure que les lipides se mobilisent, les POP lipophiles se concentrant dans le gras restant et les POP moins lipophiles étant libérés dans le sang (Debiez *et al.* 2003a; 2003b; 2006; Louis *et al.* 2016). Cela pourrait s'appliquer à d'autres mammifères marins comme les épaulards, car des concentrations élevées de POP ont été associées à une modification de l'expression des gènes adipeux (Buckman *et al.* 2011).

Toutefois, les effets directs de la contamination par les BPC sur la santé des épaulards résidents n'ont pas été clairement démontrés ou quantifiés à ce jour en raison de la difficulté de déterminer les relations causales parmi d'autres facteurs influençant la santé (Hickie *et al.* 2007; Pearce et Gobas 2018, inédit.⁸). Une façon d'y remédier consiste à déduire les effets toxicologiques à partir d'autres mammifères et à utiliser ces relations dans les modèles de bioaccumulation. La combinaison des résultats d'études connexes peut être utilisée dans une approche de « poids de la preuve » pour évaluer le risque toxicologique au niveau de la population, comme l'a fait Ross (2000). En l'absence d'informations propres aux épaulards, un modèle de bioaccumulation des BPC/dépuration mis au point par Hall et ses collaborateurs (2006, 2018), basé sur des expériences menées sur un mammifère terrestre, a été appliqué pour modéliser l'impact des BPC sur la croissance de la population en tant que réduction de la survie des jeunes épaulards en fonction des niveaux des BPC chez leur mère au moment de leur naissance [8]. L'incidence des BPC sur la fécondité des mâles et la façon dont elle contribue aux impacts globaux des BPC sur la fécondité des populations d'épaulards sont incertaines, bien qu'il existe certaines preuves que des niveaux élevés de BPC peuvent avoir un effet sur le développement des testicules. Un épaulard résident du sud mâle de 18 ans (J18), mort en 2000, avait des taux élevés de BPC et des testicules non développés, ce qui est inhabituel à cet âge et pourrait indiquer que la maturité était touchée par la contamination par les BPC (K. Balcomb, Center for Whale Research, WA, comm. pers.). Bien que cet aspect n'ait pas été abordé ici, il s'agit d'un domaine qui pourrait être exploré davantage à l'aide des données des nécropsies, et éventuellement intégré dans les itérations futures.

Une étude récente a comparé les concentrations de BPC dans les populations mondiales d'épaulards aux relations concentration-réponse pour les troubles de la reproduction et la mortalité liée à l'immunotoxicité (Desforges *et al.* 2018; d'après Hall *et al.* 2018) [7, 8]. Desforges et ses collaborateurs (2018) ont conclu dans leur étude que plus de la moitié des populations mondiales d'épaulards sont menacées d'effets à long terme au niveau de la population résultant des effets des BPC sur la reproduction et la fonction immunitaire. Le modèle a établi un lien entre les effets des BPC sur l'immunité et la probabilité de survie en

utilisant les relations entre l'immunosuppression et la mortalité due à la maladie (Luster *et al.* 1993).

Avec une activité reproductrice normale, les taux de BPC chez les femelles devraient diminuer avec le temps en raison du transfert de la mère au petit pendant la gestation et la lactation. Les concentrations devraient ensuite augmenter de nouveau après la sénescence reproductive (un modèle en forme de U, comme l'ont observé Ross et ses collaborateurs en 2000 chez l'épaulard résident du nord). Lorsque les concentrations chez les femelles n'affichent pas cette diminution, mais suivent des tendances similaires à celles des mâles, cela peut indiquer un échec de la reproduction, comme c'est le cas dans certaines populations européennes fortement contaminées (Jepson *et al.* 2016). Dans les régions industrialisées d'Europe, il ne reste que de petites populations d'épaulards, avec des taux de reproduction très faibles. La seule population résidente piscivore restante dans le sud de l'Europe ne compte que 36 membres, dont six femelles reproductrices, qui n'ont produit que cinq baleineaux (survivants de plus d'un an) en 13 ans de surveillance (1999-2011). Les niveaux des Σ BPC dans cette population résidente d'épaulards thonivores dans le détroit de Gibraltar sont très élevés, allant de 172 à 315 mg/kg de lipides pour les mâles et de 43 à 858 mg/kg de lipides pour les femelles (Jepson *et al.* 2016). Les concentrations moyennes de BPC chez les femelles adultes du détroit de Gibraltar (215 mg/kg de lipides) étaient presque quatre fois plus élevées que celles observées chez les épaulards résidents du sud femelles (55,4 mg/kg de lipides - Ross *et al.* 2000, 2013; Krahn 2007, 2009; Desforges *et al.* 2018; Guy 2018, inédit⁶) et deux fois plus élevées que chez les épaulards de Bigg (109 mg/kg de lipides - Ross *et al.* 2013, inédit⁶).

2.7.7 Interactions, seuils et non-linéarités [12, 13]

Il est peu probable que les effets des BPC soient caractérisés par une simple relation linéaire impact-effet, car d'autres menaces et facteurs présents pour les deux populations (Buckman *et al.* 2011) peuvent interagir avec l'impact des BPC ou le module; d'autres contaminants présents peuvent également avoir des effets. Comme il a déjà été mentionné, les effets des BPC sur les épaulards peuvent être mesurés par le stress nutritionnel et la quantité de graisse accumulée, comme on l'a observé chez les phoques (Robinson *et al.* 2018) [12, 13]. La contamination par les BPC et les menaces relatives à la disponibilité des proies peuvent interagir, car les épaulards souffrant de stress nutritionnel (par manque de proies) métabolisent le tissu adipeux de la graisse, ce qui entraîne la mobilisation des toxines lipophiles comme les BPC dans le sang et provoque une réaction toxique (Krahn *et al.* 2002, Mongillo *et al.* 2016). Il a été proposé qu'à ces moments, les concentrations systématiques de POP et la biodisponibilité correspondante dans les organes augmentent (Aguilar *et al.* 1999; Lundin *et al.* 2016). Le stress nutritionnel résultant d'une pénurie de saumon quinnat peut agir en synergie avec une charge élevée en contaminants, se traduisant par une mortalité plus élevée des baleineaux et une fécondité réduite (Mongillo *et al.* 2016) [12, 13]. Bien que les charges de contaminants dans la graisse soient plus élevées chez la population de Biggs, celle-ci serait en bonne santé et en augmentation (Ford *et al.* 2007). Les niveaux de toxines liées à la graisse peuvent être plus élevés chez les épaulards de Biggs, mais ils n'ont peut-être pas les mêmes effets toxiques que dans les populations dont les proies sont limitées, qui mobilisent les toxines en raison du stress alimentaire. Cette affirmation est étayée par Lundin et ses collaborateurs (2016b), qui ont examiné la relation entre les concentrations de BPC mesurées dans les matières fécales des épaulards résidents du sud et l'abondance du saumon quinnat et ont constaté que les concentrations de contaminants étaient les plus élevées et avaient le potentiel toxique le plus élevé lorsque l'abondance des proies était la plus faible, et que les contaminants provenaient probablement des réserves de lipides endogènes (Lundin *et al.* 2016).

2.8 DISCUSSION SUR LES SÉQUENCES DES EFFETS

L'élaboration du modèle conceptuel de séquence des effets illustre et récapitule les données probantes sur la structure du système à l'étude. Cette structure constitue la base de la modélisation de l'analyse de viabilité de la population dans la section suivante du document. Dans le modèle de SDE proposé pour les épaulards résidents, la disponibilité des proies semble être un point central, avec six voies de liaison vers la fécondité et la mortalité, dont deux interactions avec d'autres menaces. Les interactions compliquent l'évaluation des impacts, car elles impliquent que les impacts ne sont pas additifs et peuvent avoir des effets non linéaires ou des effets de seuil.

D'autres menaces pesant sur les populations d'épaulards résidents qui étaient indiquées dans le programme de rétablissement en vertu de la LEP (MPO 2018a) n'ont pas été incluses dans le modèle actuel, y compris les contaminants autres que les BPC et les PBDE, la mortalité accidentelle dans les pêches, les déversements de pétrole, les maladies, les proliférations d'algues nuisibles, ainsi que l'exploration sismique et autres sons à haute intensité.

Les blessures et la mortalité accidentelles dans les pêches semblent être rares dans les populations d'épaulards résidents. On a trouvé des engins de pêche dans l'estomac d'épaulards échoués (Ford *et al.* 1998) et un petit nombre d'empêtements ont été signalés, mais la plupart n'étaient pas mortels (MPO 2018a).

Il est peu probable que les épaulards soient exposés à un important déversement d'hydrocarbures, mais s'ils le sont, les conséquences peuvent être graves. Le déversement de pétrole de l'Exxon Valdez en Alaska en 1989 a été fortement lié à un événement de mortalité sans précédent, après que des épaulards aient été vus faisant surface dans la nappe de pétrole (Matkin *et al.* 1999). On a émis l'hypothèse que la mortalité était causée par l'inhalation de vapeurs de pétrole (Matkin *et al.* 1999).

Trois agents pathogènes ont été trouvés chez des épaulards sauvages : *Brucella*, *Edwardsiella tarda* et le poxvirus des cétacés. *Brucella* peuvent avoir un impact sur la reproduction des épaulards, en réduisant la fécondité en provoquant des avortements. Une infection à *E. tarda* a causé la mort d'un épaulard résident du sud mâle en 2000, et le poxvirus des cétacés a été impliqué dans la mortalité de baleineaux (Gaydos *et al.* 2004; Ford *et al.* 2000; Van Bresseem *et al.* 1999; MPO 2018a).

Les proliférations d'algues nuisibles peuvent constituer une menace pour les épaulards résidents (MPO 2018a). En effet, les toxines libérées par une prolifération d'algues nuisibles peuvent poser un risque pour les épaulards qui y sont exposés, puisque la mortalité d'autres mammifères marins a été associée à une exposition aux biotoxines (Krahn 2002; MPO 2018a). Des événements de mortalité massive comme celui associé à une prolifération toxique de l'algue nocive *Alexandrium tamarense* dans l'estuaire du Saint-Laurent en août 2008 ont fourni des preuves solides du transfert trophique des toxines algales par le réseau trophique (Starr *et al.* 2017). Des mortalités de poissons, d'oiseaux et de mammifères marins, dont des bélugas (*Delphinapterus leucas*), des marsouins communs (*Phocoena phocoena*), un rorqual commun (*Balaenoptera physalus*) et plusieurs espèces de phoques (principalement des phoques gris, *Halichoerus grypus*), ont été associées à cette prolifération. En Colombie-Britannique, on a établi un lien entre les algues nuisibles et la survie des salmonidés sauvages; la survie en mer du saumon rouge *Oncorhynchus nerka* (stock du Fraser et de la rivière Chilko) était plus de quatre fois plus élevée les années avec peu ou pas de prolifération de l'algue *Heterosigma akashiwo* dans le détroit de Georgie pendant la période de migration des jeunes saumons rouges, par rapport aux années où la prolifération était importante (Rensel *et al.* 2010).

Les levés sismiques utilisent des fusils à air comprimé, qui produisent des sons à haute intensité. Les espèces de cétacés affichent des réactions mixtes aux levés sismiques; il a été démontré que certaines d'entre elles évitent les zones où des levés sismiques sont en cours (Stone 2003; Calambodkis *et al.* 1998). Du fait du moratoire actuel sur l'exploration pétrolière et gazière en Colombie-Britannique, les permis de prospection sismique sont rarement délivrés. Si le moratoire était levé, cette menace pourrait devenir importante, en particulier pour les épaulards résidents du nord.

Le modèle conceptuel de séquence des effets est de nature itérative et il convient de le réévaluer à intervalles réguliers afin d'utiliser les nouvelles données recueillies et d'intégrer les recherches et les connaissances actuelles sur les composantes de ce système.

2.9 SÉQUENCES DES EFFETS UTILISÉES DANS LE MODÈLE DE VIABILITÉ DE LA POPULATION

D'après l'examen de la documentation et des données disponibles, seules des parties du modèle conceptuel de séquence des effets ont pu être paramétrées avec un certain degré de confiance dans l'analyse de viabilité de la population. Les voies de liaison (à la fois directes et par interaction) qui n'ont pu être paramétrées et qui ont été supprimées de la présente évaluation sont indiquées par des lignes grises dans le modèle global de séquence des effets reproduit sur la figure 8. La structure du diagramme final modifié des séquences des effets utilisé dans le modèle d'AVP dans cette évaluation (sans les lignes grises) est illustrée sur la figure 9. Les noms des menaces sont différents sur le diagramme des séquences des effets qui guide l'AVP, car ils représentent les aspects précis utilisés pour paramétrer les menaces dans l'évaluation. La menace Perturbations (acoustiques) est représentée par les effets combinés du bruit des navires et de leur présence, car il n'y a actuellement aucun moyen de distinguer les effets de la présence des navires de ceux du bruit des navires. Bien que certains éléments montrent que pour d'autres cétacés, il peut exister une interaction entre une perturbation acoustique aiguë et un échouage ou une collision avec un navire, elle n'a pas été incluse dans le modèle d'AVP. La menace Perturbations (physiques) est représentée par les effets des collisions avec les navires. Le facteur Disponibilité des proies est représenté par l'abondance du saumon quinnat dans le modèle d'AVP, même s'il est reconnu que d'autres types de saumon sont également consommés. En ce qui concerne la menace Contaminants, malgré la preuve que d'autres contaminants sont présents chez les épaulards résidents, seuls les BPC ont été inclus. Les détails sur la façon dont les menaces ont été paramétrées sont décrits dans la section suivante consacrée à l'AVP.

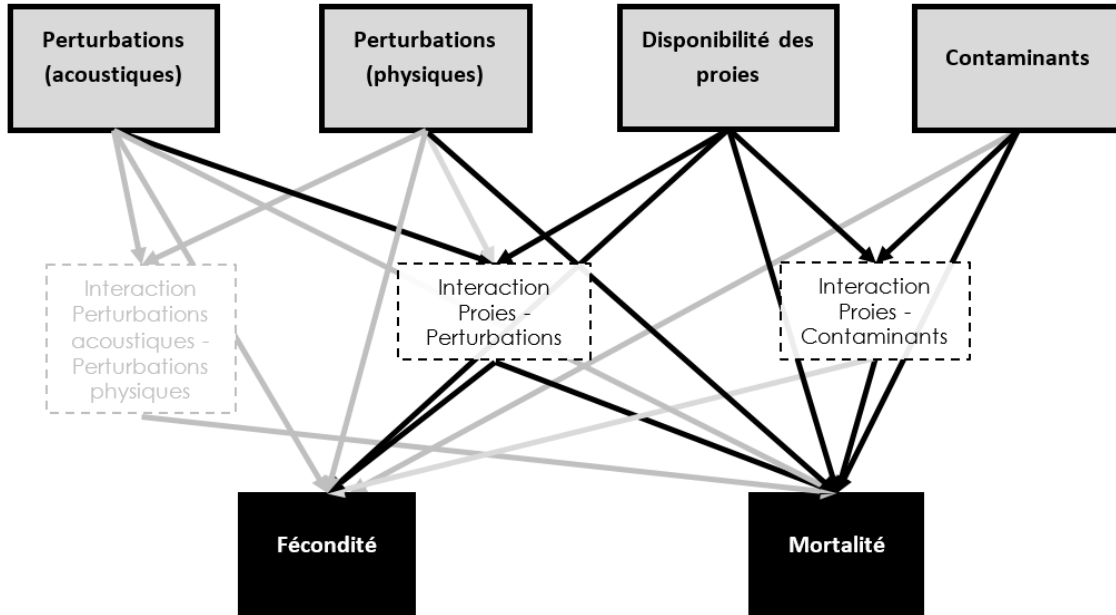


Figure 8 - Modèle global de séquence des effets pour les populations d'épaulards résidents, mettant en évidence les voies de liaison directe et les voies de liaison par interaction qui ont pu être quantifiées (lignes noires) et celles qui n'ont pu l'être dans cette évaluation (lignes grises).

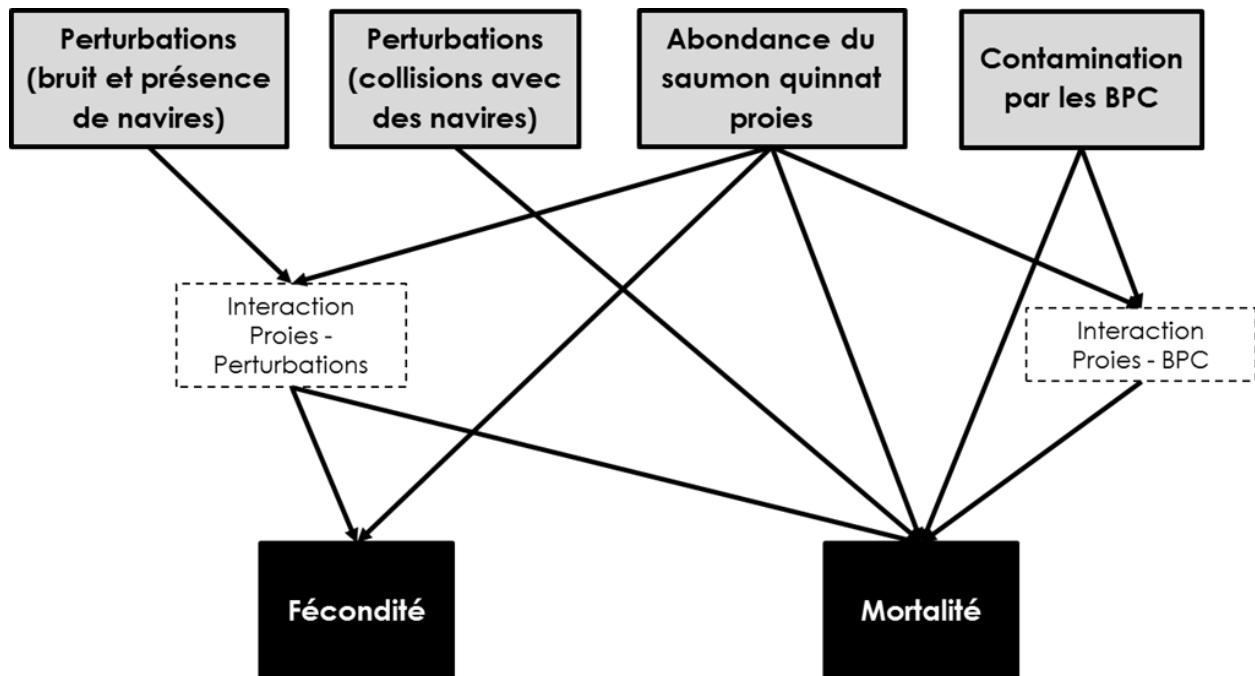


Figure 9 - Modèle conceptuel modifié de séquence des effets pour les populations d'épaulards résidents, utilisé pour l'analyse de la viabilité de la population (AVP).

3 MODÈLE DE VIABILITÉ DE LA POPULATION

Cette évaluation des effets cumulatifs pour l'épaulard résident du nord et l'épaulard résident du sud s'appuie sur les méthodes et les résultats de travaux antérieurs (Taylor et Plater 2001; Ward *et al.* 2009; Vélez-Espino *et al.* 2014a, 2014b; Williams *et al.* 2017; Lacy *et al.* 2017; MPO 2018a) et inclut les progrès récents des recherches et la compilation et l'examen des données et résultats inédits.

3.1 MÉTHODES UTILISÉES DANS LE MODÈLE DES POPULATIONS D'ÉPAULARDS

3.1.1 Recensement des épaulards

Des modèles de population ont été construits séparément pour les populations d'épaulards résidents du sud et d'épaulards résidents du nord à l'aide des données de recensement du Programme de recherche sur les cétacés du MPO, qui couvrent la période 1979-2017 (PRC du MPO, données inédites). Des relevés annuels des populations ont été effectués sans interruption depuis 1973 pour l'épaulard résident du nord et 1976 pour l'épaulard résident du sud (Programme de recherche sur les cétacés du MPO; Center for Whale Research, CWR). Aux fins de la présente évaluation, on a utilisé les données du recensement de 1979 et des années suivantes. En reprenant les taux démographiques à partir de 1979, la série chronologique est composée principalement de données d'observations directes plutôt que de données reconstituées (Olesiuk *et al.* 1990).

Chaque recensement annuel consiste en des relevés par photo-identification au cours desquels les individus sont déterminés à l'aide de la forme unique de leurs nageoires et de la coloration de la tache en forme de selle (Bigg *et al.* 1987; Ford *et al.* 2000; Baird 2000, 2002). Les données du recensement ont servi à déterminer les relations généalogiques et estimer les paramètres du cycle biologique (Bigg *et al.* 1990; Olesiuk *et al.* 2005; Vélez-Espino *et al.* 2014a, 2014b), afin de recueillir des données sur la naissance et la mort. Une mort est enregistrée lorsqu'un individu n'est pas observé avec son matrilignage lors de plusieurs rencontres subséquentes où tous les autres membres du matrilignage sont présents (il peut s'agir d'une à plusieurs saisons de relevés, selon la fréquence à laquelle le matrilignage en question est documenté). La cause de la mort est difficile à déterminer, car les carcasses d'épaulards ne sont pas souvent récupérées (Olesiuk *et al.* 2005). Lorsqu'une naissance est enregistrée, on attribue la mère à chaque baleineau en fonction de l'observation des associations étroites après la naissance, lors des mêmes relevés par photo-identification. Les populations d'épaulards résidents du nord et d'épaulards résidents du sud font l'objet d'un relevé complet, chaque individu de la population étant déterminé et suivi. Ainsi, aucune incertitude n'entoure la taille de la population et les augmentations de la population ne traduisent pas un effort d'échantillonnage accru. Les données complètes du recensement permettent de comprendre de manière détaillée des paramètres du cycle biologique de ces populations d'épaulards résidents qui peuvent être utilisés dans la modélisation des populations.

3.1.2 Paramètres du cycle biologique

L'appareil reproducteur de l'épaulard a été défini comme polygyne et sexuellement dimorphe avec des paramètres de population observés (tableau 8; Olesiuk *et al.* 2005; Vélez-Espino *et al.* 2014a; Ward *et al.* 2010).

Tableau 8 - Paramètres du cycle biologique des épaulards résidents du nord et du sud utilisés dans les modèles de population.

Paramètre du cycle biologique	Mâles	Femelles	Référence
Âge de la maturité sexuelle (ans)	12-18	12-18	Olesiuk et al. 2005
Âge maximal de reproduction (ans)	70	50	Vélez-Espino et al. 2014a
Durée de vie maximale (ans)	70	90	Vélez-Espino et al. 2014a; Olesiuk et al. 2005
Nombre maximal de baleineaux/descendants	-	1	Olesiuk et al. 2005
Sex-ratio à la naissance	0,5	0,5	Olesiuk et al. 2005
Durée de la gestation (mois)	-	17	Olesiuk et al. 2005

La maturité sexuelle peut commencer dès l'âge de 10 ans chez les mâles (Olesiuk *et al.* 2005); elle est évidente lorsque la nageoire dorsale commence à croître en hauteur (Olesiuk *et al.* 2005). On suppose que les mâles sont actifs sur le plan de la reproduction tout au long de leur vie et le succès de reproduction augmente avec l'âge (Barret-Lennard 2000; Olesiuk *et al.* 2005; Ford *et al.* 2011). Certaines données indiquent que les mâles plus âgés et plus grands sont préférés comme compagnons; pour l'épaulard résident du sud, deux mâles ont engendré à eux seuls la moitié des baleineaux nés depuis 1990 (Ford *et al.* 2018). On ne sait pas si le succès de reproduction des mâles est limité de la même manière dans d'autres populations ou si c'est une conséquence de la petite taille de la population d'épaulards résidents du sud. Chez les femelles, la reproduction commence vers l'âge de 10 ans (âge moyen de la première conception), le premier baleineau survivant d'une femelle naît le plus souvent lorsque la mère a entre 12 et 17 ans (Olesiuk *et al.* 2005; National Marine Fisheries Service 2008). Il y a un baleineau par gestation, avec une durée moyenne de gestation de 17 mois (de 15 à 18 mois) (Olesiuk *et al.* 2005). La fécondité diminue avec l'âge chez les femelles, la sénescence reproductive intervenant après 50 ans (Vélez-Espino *et al.* 2014a). Dans le modèle, on a assigné au hasard aux individus un âge de maturité entre 12 et 18 ans (Olesiuk *et al.* 2005), et l'âge maximal de reproduction était de 50 ans pour les femelles (âge de la sénescence) et de 70 ans pour les mâles (espérance de vie maximale) (Olesiuk *et al.* 2005; Vélez-Espino *et al.* 2014a).

La progéniture de l'épaulard résident demeure dans son groupe familial natal ou matrilignage (Bigg *et al.* 1990) et l'accouplement se produit principalement entre individus de matrilignages différents (Barrett-Lennard 2000; Ford *et al.* 2011). Dans le cas de l'épaulard résident du nord, l'accouplement se produit généralement entre des individus appartenant à des clans acoustiques différents (Barrett-Lennard 2000). Il n'y a aucune preuve de croisement ou de dispersion entre les populations, et les populations d'épaulards résidents du sud et d'épaulards résidents du nord sont acoustiquement, génétiquement et culturellement distinctes (Barrett-Lennard 2000; Barrett-Lennard et Ellis 2001; Ford *et al.* 1998, 2000; Ford *et al.* 2011). Les petits dépendent de leur mère pendant un an après la naissance, donc si une mère est morte dans les simulations du modèle au cours de la première année suivant la naissance du baleineau, son petit est également mort. Le sex-ratio à la naissance était supposé égal.

3.1.3 Paramètres de la population

Les taux vitaux des épaulards (mortalité et fécondité) ont été estimés pour une série de classes d'âge dans chaque population (tableau 9a, b). Des modèles de population axés sur l'individu ont été construits dans le logiciel de modélisation de population Vortex (Lacy et Pollak 2014). Les cycles vitaux de ces deux populations ont été modélisés en tant que modèles à deux sexes structurés par étapes.

L'effectif des populations et les taux vitaux avant l'impact des activités humaines, comme les prélèvements aux fins d'exposition dans des aquariums, sont inconnus. La capacité de charge est donc difficile à estimer, mais elle est probablement influencée par une combinaison de l'abondance des proies, des besoins en habitat et des limites imposées par la structure sociale des populations. Pour cet exercice de modélisation, la capacité de charge a été fixée à un niveau suffisamment élevé pour n'avoir aucun effet sur les populations simulées (capacité de charge pour l'épaulard résident du sud : 300; épaulard résident du nord : 500 individus), mais la relation entre les taux vitaux et l'abondance des proies a été incluse (voir la section 3.3.3).

Les petites populations peuvent être sensibles aux effets de la dépression consanguine. Selon une analyse récente des génotypes de la population d'épaulards résidents du sud, la consanguinité pourrait se produire, mais il existe peu de preuves que ces individus ont une survie ou une fécondité inférieure à la normale (Ford *et al* 2018). Nous avons peu d'informations sur la consanguinité chez les cétacés. Des efforts antérieurs d'AVP ont utilisé divers niveaux d'équivalents létaux pour estimer l'effet de la consanguinité sur le succès de la reproduction. Taylor et Plater (2001) ont utilisé 2,0 équivalents létaux de la valeur pour les humains et les chimpanzés (Ralls *et al.* 1988), tandis que Manlik (2016) a repris la valeur moyenne pour la consanguinité (3,14 équivalents létaux) de Ralls *et al.* (1988). Dans le modèle actuel, la valeur moyenne pour les espèces sauvages (O'Grady *et al.* 2009) a été utilisée : 6,29 équivalents létaux (Lacy *et al.* 2017).

Tableau 9a - Taux de mortalité selon l'âge pour chaque population d'épaulards résidents : épaulards résidents du sud, épaulards résidents du nord et épaulards résidents du sud de l'Alaska.

Classe d'âge (années) (mâles et femelles combinés)	Épaulards résidents du sud ¹	Épaulards résidents du nord ¹	Épaulards résidents du sud de l'Alaska ²
0-1	0,215 (écart-type = 0,284)	0,078 (écart-type = 0,082)	0,054 (écart-type = 0,244)
1-2	0,019 (écart-type = 0,047)	0,028 (écart-type = 0,019)	0,003 (écart-type = 0,040)
2-5	0,019 (écart-type = 0,047)	0,028 (écart-type = 0,019)	0,010 (écart-type = 0,054)
6-10	0,019 (écart-type = 0,047)	0,028 (écart-type = 0,019)	0,012 (écart-type = 0,064)
10-16	0,015 (écart-type = 0,033)	0,011 (écart-type = 0,012)	0,008 (écart-type = 0,032)
17-51	0,033 (écart-type = 0,054)	0,011 (écart-type = 0,025)	0,023 (écart-type = 0,066)
51+	0,072 (écart-type = 0,108)	0,117 (écart-type = 0,114)	0,217 (écart-type = 0,292)

¹ Vélez-Espino *et al.* 2014a – 1987-2011

² Matkin *et al.* 2014 – 1984-2010

Tableau 9b - Taux de fécondité selon l'âge pour les femelles de chaque population d'épaulards résidents : Épaulards résidents du sud, Épaulards résidents du nord et Épaulards résidents du sud de l'Alaska.

Classe d'âge (années) Femelles seulement	Épaulards résidents du sud ¹	Épaulards résidents du nord ¹	Épaulards résidents du sud de l'Alaska ²
10-30	0,116 (écart-type = 0,077)	0,142 (écart-type = 0,046)	0,233 (écart-type = 0,118)
31-50	0,069 (écart-type = 0,074)	0,101 (écart-type = 0,051)	0,154 (écart-type = 0,118)

¹ Vélez-Espino *et al.* 2014a – 1987-2011

² Matkin *et al.* 2014 – 1984-2010

3.1.4 Structure du modèle

La population d'épaulards résidents du sud de l'Alaska a une stratégie de cycle biologique semblable, mais elle est relativement éloignée des menaces auxquelles les épaulards résidents du sud et du nord sont exposés. Pour définir les conditions de référence de la présente évaluation, nous avons utilisé les taux de mortalité et de fécondité estimés à partir des données du recensement des épaulards résidents du sud de l'Alaska (recensement commencé en 1984) (tableau 9a, b), comme taux attendus d'une population dont la croissance n'est pas restreinte. La population d'épaulards résidents du sud de l'Alaska n'est pas considérée comme vierge, car elle est exposée à des impacts anthropiques, et a notamment été touchée en 1989 par un déversement majeur de pétrole (Exxon-Valdez), qui a entraîné une perte de 33 % du matrilignage AB résident (Matkin *et al.* 2008). Cependant, ces impacts ne sont pas pris en compte dans les taux vitaux pour les épaulards résidents du sud de l'Alaska (tableau 9a, b), car ces mortalités anormales ont été exclues de l'analyse des données dans Matkin *et al.* (2014). Les taux et la structure par âge et par sexe de la population d'épaulards résidents du sud de l'Alaska se sont avérés similaires à ceux des épaulards résidents du nord pendant la période où leur croissance n'était pas limitée, sauf que l'âge de la maturité intervenait un an plus tôt pour les épaulards résidents du sud de l'Alaska (Olesiuk *et al.* 2005; Matkin *et al.* 2014).

Les données sur les taux vitaux des épaulards résidents du sud de l'Alaska (tableau 9a, b) ont été utilisées dans les modèles de population des épaulards résidents du nord et du sud pour représenter les taux vitaux de référence qui déterminent la croissance de chaque population en l'absence de menaces anthropiques. Il s'agit d'un changement important par rapport au modèle des épaulards résidents du sud défini par Lacy et ses collaborateurs (2017), où la « base de référence » a été définie à partir des taux démographiques moyens observés au cours des dernières décennies et inclurait donc les niveaux actuels des menaces. Des scénarios de modèles ont été élaborés en fonction des menaces individuelles et cumulatives. Les menaces (décrites plus en détail à la section 3.3) ont ensuite été incluses dans le modèle en tant que modificateurs des taux vitaux de référence des épaulards résidents du sud.

Les données généalogiques et démographiques de la population ont été compartimentées pour permettre de valider le modèle et de le vérifier; l'ensemble complet des animaux vivants en l'an 2000, avec leur mère, leur père, leurs antécédents de reproduction et leur généalogie connus, ont servi de population de départ pour chaque modèle de population (épaulards résidents du sud et du nord). Cela permet de comparer les populations modélisées aux populations observées afin d'évaluer la capacité des données de sortie du scénario du modèle à représenter les données observées.

Des simulations modélisées ont été exécutées 10 000 fois pour chaque scénario et des statistiques sommaires ont été enregistrées pour le taux de croissance démographique (r), l'effectif de la population à chaque étape temporelle (N_t) et la probabilité d'extinction. L'effectif de la population chaque année (moyen et écart-type) a été comparé à l'effectif de la population observé (réalisé) pour chaque population à partir des données des relevés de recensement. Le taux de croissance de la population (r) a été quantifié comme étant le taux d'accroissement exponentiel, selon l'équation suivante :

$$r = \ln\left[\frac{N_{t+1}}{N_t}\right]$$

Les résultats du modèle (l'effectif de la population prévu d'après les taux vitaux de référence modifiés par la menace) ont ensuite été comparés à la dynamique des populations observée (réalisée) à partir des données du recensement sur la même période (2000-2017). Cette approche part de l'hypothèse que si nous pouvons définir un modèle qui reproduit la dynamique réalisée pour les populations d'épaulards résidents du sud et du nord, nous avons construit un modèle approprié pour le système.

Le taux de croissance de la population observé (r) pour les deux populations de 2000 à 2017 était de -0,002 pour les épaulards résidents du sud et de 0,024 pour les épaulards résidents du nord. En 2017, l'effectif de la population était de 77 et 308 individus pour les épaulards résidents du sud et du nord, respectivement.

3.2 VÉRIFICATION ET VALIDATION DU MODÈLE

3.2.1 Approche d'inspection

Afin de déterminer dans quelle mesure les données de sortie de la simulation étaient représentatives, nous avons examiné l'effectif de la population simulé, le taux de croissance de la population, la structure par âge et le sex-ratio pour chaque scénario. Nous avons utilisé la méthode de l'approche d'inspection pour valider les modèles (Law *et al.* 1991). Pour les scénarios du modèle qui se rapprochaient le plus des paramètres de population observés, nous avons utilisé le scénario de simulation avec des données d'entrée historiques à la place du paramètre choisi dans une distribution, en l'occurrence l'indice annuel du saumon quinnat. Un modèle valide devrait ressembler de près aux données de relevé observées relatives aux épaulards lorsque l'on utilise les données de l'indice historique du saumon (détails des données de l'indice à la section 4.3.2).

3.2.2 Analyse de sensibilité

Une analyse de sensibilité a été effectuée sur les paramètres clés du modèle afin de tester l'incidence de l'incertitude de ces paramètres sur les résultats de l'étude. L'analyse de sensibilité a été effectuée dans Vortex à l'aide des opérations de test de la sensibilité. Les paramètres qui nécessitaient une analyse de sensibilité étaient les suivants : la valeur de l'impact sonore, le chevauchement navire-épaulards, l'impact des BPC sur la mortalité des baleineaux et les collisions avec des navires.

3.3 SCÉNARIOS DE MENACE

3.3.1 Prélèvements aux fins d'exposition dans des aquariums/Pêche de type « capture vivante »

Le prélèvement d'épaulards aux fins d'exposition dans des aquariums est une menace historique qui complique la modélisation des populations, en particulier pour la population d'épaulards résidents du sud. Les relevés complets des populations d'épaulards résidents du sud et du nord n'ont commencé que peu après la fin de la pêche de type « capture vivante ». Cela signifie que la composition de la population au début de l'ensemble de données est faussée et très différente de la composition actuelle, un problème souligné dans les prévisions de Vélez-Espino et ses collaborateurs 2014b. Bien qu'il ne s'agisse pas d'une menace actuelle, il est important d'en tenir compte dans les prévisions démographiques en raison de son influence à long terme sur la population.

En raison de leur proximité plus grande des centres de population humaine, la plupart des prélèvements (48 individus) provenaient de la population d'épaulards résidents du sud, soit environ 36 % de la population totale. Pour illustrer l'impact résiduel de cette menace historique, les 48 animaux retirés de la population d'épaulards résidents du sud ont été ajoutés au modèle de population pour l'année 1980, soit 30 juvéniles (19 mâles et 11 femelles) et 18 adultes matures (10 mâles et 8 femelles). La structure démographique modifiée et les taux vitaux observés sur cette période (1979-2017), d'après Vélez-Espino (2014a) ont été utilisés pour projeter le taux de croissance de la population de 1980 à aujourd'hui (2017).

3.3.2 Abondance du saumon quinnat

Le modèle Chinook de la Commission du saumon du Pacifique (CSP) estime le nombre de « poissons du modèle » provenant de chacun des 30 stocks du modèle et disponibles pour 25 pêches. Ford et ses collaborateurs (2010) ont indiqué que les taux de survie de l'épaulard résident étaient liés à l'abondance modélisée de ces stocks de saumon quinnat disponibles pour six pêches (pêche à la traîne en Alaska, pêche à la traîne dans le nord de la C.-B., pêche à la traîne dans le centre de la C.-B., pêche à la traîne sur la côte ouest de l'île de Vancouver, pêche récréative dans le détroit de Georgie et pêche à la traîne dans l'État de Washington et en Oregon). Trois sources de données différentes ont été utilisées pour représenter l'abondance du saumon quinnat dans des études sur la survie de l'épaulard résident (Ford *et al.* 2009, 2010; Vélez-Espino *et al.* 2014b; Stredulinsky 2016) : montaison en estuaire selon le modèle Chinook de la CSP, estimations de la reconstitution de la montaison en estuaire du modèle Chinook à partir des micromarques magnétisées codées et estimations de l'abondance dans l'océan selon le modèle Chinook de la CSP. Les estimations de la montaison en estuaire du modèle Chinook de la CSP comprennent à la fois la production en écloserie et la production naturelle, ainsi que les estimations des prises en estuaire, et sont disponibles pour huit stocks canadiens. La reconstitution de la montaison en estuaire à partir des micromarques magnétisées codées estime l'abondance des stocks pour les montaisons du nord de la C.-B. jusqu'en Californie. Elle utilise l'information sur les échappées et les données des micromarques magnétisées codées provenant des pêches sur la côte pour reconstituer l'abondance dans les frayères ainsi que des pêches en mer pour estimer l'abondance des poissons dans les zones de montaison en estuaire. L'abondance en mer comprend des estimations reconstituées du nombre de poissons prélevés dans les pêches et du nombre de poissons qui s'échappent vers les frayères, pour estimer le nombre en mer. L'abondance en mer est une mesure des poissons d'une taille suffisante pour être vulnérables aux engins de pêche (plus gros que la limite de taille minimale) et ne constitue donc pas une estimation du nombre total de poissons. L'abondance en mer, estimée par le modèle Chinook de la CSP, ne représente pas l'abondance absolue, mais plutôt

les poissons vulnérables provenant de stocks modélisés précis et qui sont disponibles pour certaines pêches. Par conséquent, il faut utiliser les changements relatifs plutôt qu'absolus de l'abondance.

Les données à jour sur l'abondance en mer du saumon quinnat ont été obtenues auprès du Programme sur le saumon du MPO (A. Vélez-Espino, MPO, Station biologique du Pacifique) [1979-2017] à partir de l'étalonnage du modèle Chinook de 2018 de la CSP (annexe I). L'abondance en mer est une représentation adéquate des poissons disponibles pour la consommation par les épaulards, puisque la série chronologique complète des données de reconstitution des montaisons en estuaire n'était pas disponible et que l'abondance en mer est étayée par les statistiques des analyses antérieures (Vélez-Espino *et al.* 2014b; Stredulinsky 2016).

L'abondance annuelle en mer du modèle a été convertie en un indice de l'abondance en normalisant la valeur par la moyenne pour la série chronologique complète. La valeur de l'indice du saumon quinnat a été attribuée pour chaque année du modèle selon une distribution uniforme ou normale. La distribution uniforme a été définie par la gamme complète des valeurs de l'indice du saumon quinnat enregistrées pendant la série chronologique (1979-2017). La distribution normale a été définie par la valeur médiane (pour une distribution asymétrique) et l'écart-type de la série chronologique (1979-2017). Le choix d'une valeur à partir d'une distribution pour chaque année permet au modèle de représenter la structure temporelle fine et la variation de l'abondance du saumon quinnat, ainsi que ses impacts sur les taux vitaux des épaulards. Cependant, cette sélection aléatoire annuelle n'inclut pas l'autocorrélation inhérente aux populations de saumons quinnat, où les poissons d'une cohorte contribueront à la valeur de l'indice sur une période de quatre ans.

Mortalité

La relation entre la disponibilité des proies et la mortalité des épaulards résidents a été décrite pour la première fois par Ford et ses collaborateurs (2009) et un certain nombre d'interactions significatives entre l'abondance du saumon quinnat et les taux vitaux des épaulards résidents ont été déterminées (Vélez-Espino *et al.* 2014b). Toutefois, dans l'analyse plus récente, les effets de ces interactions sur la croissance et la viabilité de la population d'épaulards résidents étaient relativement faibles et incertains (Vélez-Espino *et al.* 2014b), ce qui amène à se demander si la disponibilité des ressources en saumon quinnat à elle seule peut expliquer les récentes tendances observées dans la population.

Les effets de la disponibilité des proies sur la mortalité peuvent dépendre de la classe d'âge. Vélez-Espino et ses collaborateurs (2014b) ont constaté des différences entre la dépendance de la survie aux stades de femelle 1 (jeunes femelles reproductrices), de femelle 2 (vieilles femelles reproductrices) et de juvénile vis-à-vis des divers stocks de saumon quinnat.

La relation entre les taux vitaux et les valeurs de l'indice de l'abondance en mer du saumon quinnat a été mise à jour à l'aide de la série chronologique entière des données sur les épaulards résidents et le saumon quinnat (1979-2017). L'indice à l'échelle de la côte (à l'exclusion du stock du sud-est de l'Alaska [SEAK]) ainsi que les montaisons de saumons quinnat jugées pertinentes pour chaque population, avec un décalage d'un an, ont été étudiés par régression linéaire. Pour l'épaulard résident du sud, on a utilisé les montaisons COIV + FT + CO (côte ouest de l'île de Vancouver, Fraser tardif et côte de l'Oregon) pour l'épaulard résident du sud et les montaisons FP + BP + BHC (Fraser précoce, baie Puget et baies du Haut-Columbia) pour l'épaulard résident du nord (tableau 10). L'abondance du modèle a été convertie en un indice par normalisation avec la moyenne sur toute la série chronologique (1979-2017). L'indice du stock de saumon quinnat qui explique le mieux les tendances de

mortalité observées dans les deux populations a été testé à l'aide du choix du modèle (critère d'information d'Akaike, CIA).

Tableau 10 - Indices de l'abondance en mer du saumon quinnat utilisés pour les analyses de mortalité et de fécondité dans chacun des modèles de menaces pour le saumon. Les estimations du modèle de l'abondance moyenne en mer et les valeurs minimales et maximales de l'indice sont indiquées.

Population d'épaulards	Indice du saumon	Abondance moyenne (nombre de poissons)	Indice min	Indice max
Épaulard résident du sud	Toute la côte (sauf le sud-est de l'Alaska)	1 104 884	0,608	1,445
	COIV + FT + CO	373 151	0,467	1,611
	COIV	113 778	0,224	2,371
Épaulard résident du nord	Toute la côte (sauf le sud-est de l'Alaska)	1 104 884	0,608	1,445
	FP + BP + BHC	261 052	0,584	1,818
	COIV	113 778	0,224	2,371

Les valeurs du critère d'information d'Akaike (CIA) pour les stocks de la COIV et des épaulards résidents du nord - épaulards résidents du sud sont proches en valeur relative et ne peuvent être exclues d'une étude plus poussée (tableau 11; Burnham et Anderson 2004). L'utilisation de l'indice Toute la côte pour expliquer la mortalité dans l'analyse mise à jour est peu justifiée. La relation entre la mortalité des épaulards et l'abondance du saumon quinnat a utilisé tous les stocks pertinents pour chaque population d'épaulards. Comme dans les analyses précédentes, on a combiné les données pour les deux populations d'épaulards et la relation linéaire entre la mortalité des épaulards résidents et l'indice du saumon quinnat est représentée par ($y = 1,6773 - 0,673x$, $r^2 = 0,0889$, $p = 0,012$) (figure 10). La précédente analyse de Ford et ses collaborateurs (2009) a utilisé des données jusqu'en 2003 et les quatorze années supplémentaires de données ont réduit le pouvoir explicatif de la relation proie-mortalité, ce qui suggère que des menaces ou des impacts supplémentaires peuvent être nécessaires pour expliquer les fluctuations des populations. Pour établir des comparaisons avec les analyses précédentes, on a utilisé des stocks variables dans la modélisation des scénarios; les stocks pertinents utilisés pour chaque scénario du modèle sont indiqués dans le tableau 10.

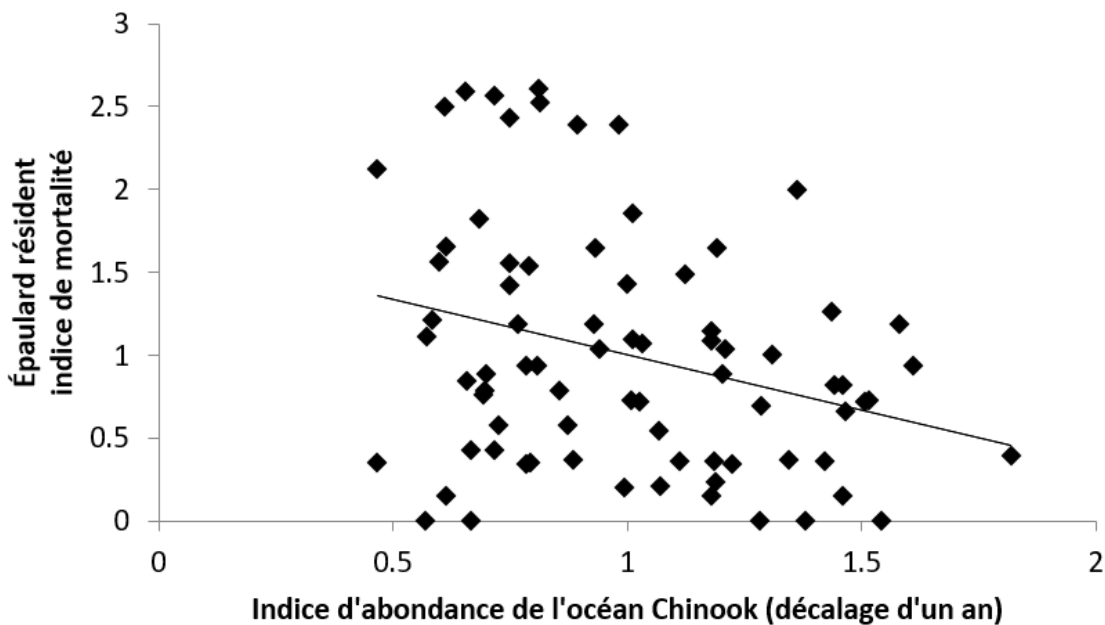


Figure 10 - Relation entre l'indice du saumon quinnat (décalage d'un an) pour les stocks pertinents pour chaque population d'épaulards (COIV + FT + CO pour l'épaulard résident du sud et FP + BP + BHC pour l'épaulard résident du nord) et l'indice de mortalité (différence entre la mortalité et la moyenne à long terme pour chaque population). Données de 1979-2017.

Tableau 11 - Résultats de l'analyse de l'ajustement du modèle de régression linéaire pour les trois indices de l'abondance en mer du saumon quinnat et la mortalité des épaulards résidents, et leurs valeurs du critère d'information d'Akaike (CIA). La valeur du CIA en gras est la valeur la plus basse, et CIA_{min}. La différence de CIA (ΔCIA) indique le niveau d'appui pour les modèles de rechange. Les modèles dont les valeurs relatives du CIA sont supérieures à 10 n'ont essentiellement aucun appui, une valeur inférieure à 2 suggère que le i-ème modèle est largement soutenu.

Modèle de mortalité des épaulards résidents	CIA	$\Delta CIA = CIA_i - CIA_{min}$
Indice du saumon quinnat pour toute la côte	-15 461,8	105,8
Indice du saumon quinnat pour l'épaulard résident du nord et l'épaulard résident du sud	-15 362,5	6,5
Indice du saumon quinnat pour la COIV	-15 356,0	-

Fécondité

La disponibilité des proies peut également avoir des effets importants sur le succès de la reproduction et la probabilité de mise bas. Ward et ses collaborateurs (2009) ont évalué la

probabilité de mise bas (fécondité) des femelles combinées d'épaulard résident du nord et du sud à l'aide d'un modèle de régression logistique et ont constaté que la fécondité des épaulards résidents était fortement corrélée avec l'indice de l'abondance du saumon quinnat de la CSP pour la pêche à la traîne sur la COIV et la pêche récréative l'année précédente (décalage d'un an). Le modèle qui soutenait le mieux les données comprenait des effets structurés par âge sur la reproduction et un effet régional. Bien que les populations aient été combinées dans cette étude, l'inclusion d'un effet régional représentait les taux de natalité plus faibles chez l'épaulard résident du sud que chez l'épaulard résident du nord.

L'analyse de régression logistique a été répétée avec les 10 années supplémentaires de données pour les probabilités de mise bas et les indices de l'abondance en mer du saumon du modèle Chinook de la CSP, selon les méthodes statistiques de Ward et ses collaborateurs (2009). L'abondance en mer du stock de la COIV a été utilisée dans la mise à jour, qui diffère des séries de données utilisées dans Ward et ses collaborateurs (2009). Le meilleur modèle pour expliquer la probabilité de mise bas (valeur relative la plus faible du CIA) comprenait les stocks de saumon quinnat pertinents – l'indice du saumon quinnat pour l'épaulard résident du nord et l'indice du saumon quinnat pour l'épaulard résident du sud (tableau 12) et incluait une structure par âge (figure 11).

Tableau 12 - Résultats de l'ajustement du modèle de régression logistique pour la fécondité et les quatre indices de l'abondance en mer du saumon quinnat, et leurs valeurs du CIA. La valeur du CIA en gras est la valeur la plus basse, et CIA_{min} . La différence de CIA (ΔCIA) indique le niveau d'appui pour les modèles de rechange. Les modèles dont les valeurs relatives du CIA sont supérieures à 10 n'ont essentiellement aucun appui, une valeur inférieure à 2 suggère que le i-ème modèle est largement soutenu.

Population	Modèle de fécondité	CIA	$\Delta CIA = CIA_i - CIA_{min}$
Épaulard résident du nord	Indice du saumon quinnat pour l'épaulard résident du nord	1 910,6	--
	Indice du saumon quinnat pour l'épaulard résident du sud	1 912,8	2,2
	Indice du saumon quinnat pour toute la côte	1 911,3	0,7
	Indice du saumon quinnat pour la COIV	1 912,3	1,7
Épaulard résident du sud	Indice du saumon quinnat pour l'épaulard résident du nord	696,8	1,6
	Indice du saumon quinnat pour l'épaulard résident du sud	695,2	--

Population	Modèle de fécondité	CIA	$\Delta CIA = CIA_i - CIA_{min}$
	Indice du saumon quinnat pour toute la côte	696,6	1,4
	Indice du saumon quinnat pour la COIV	696,71	1,5

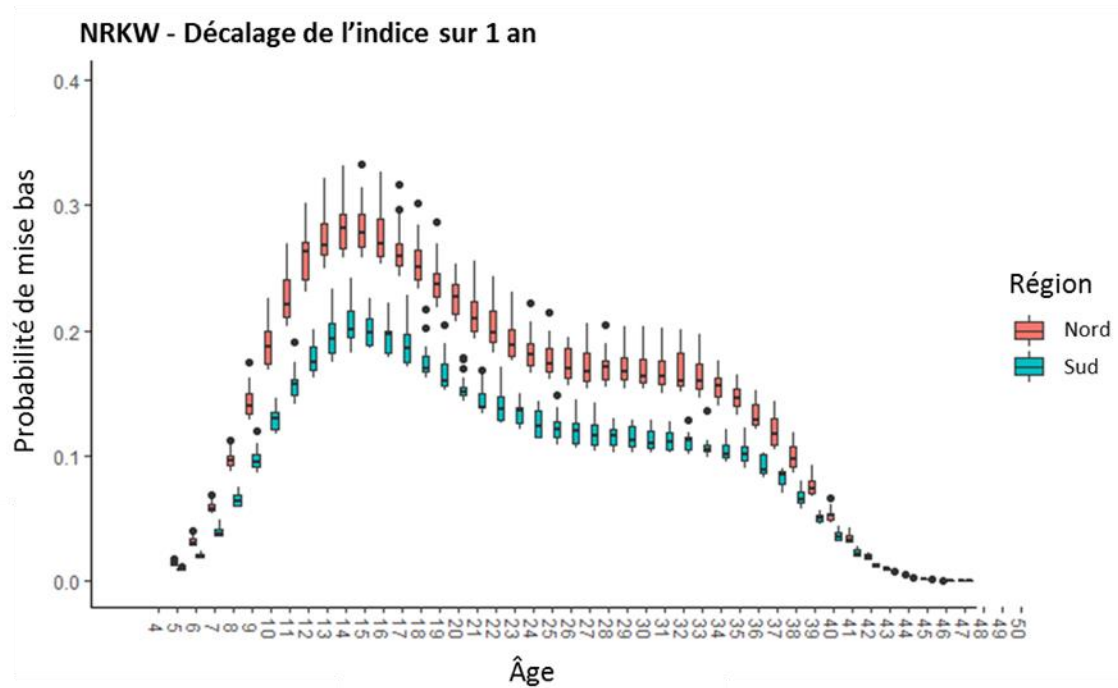
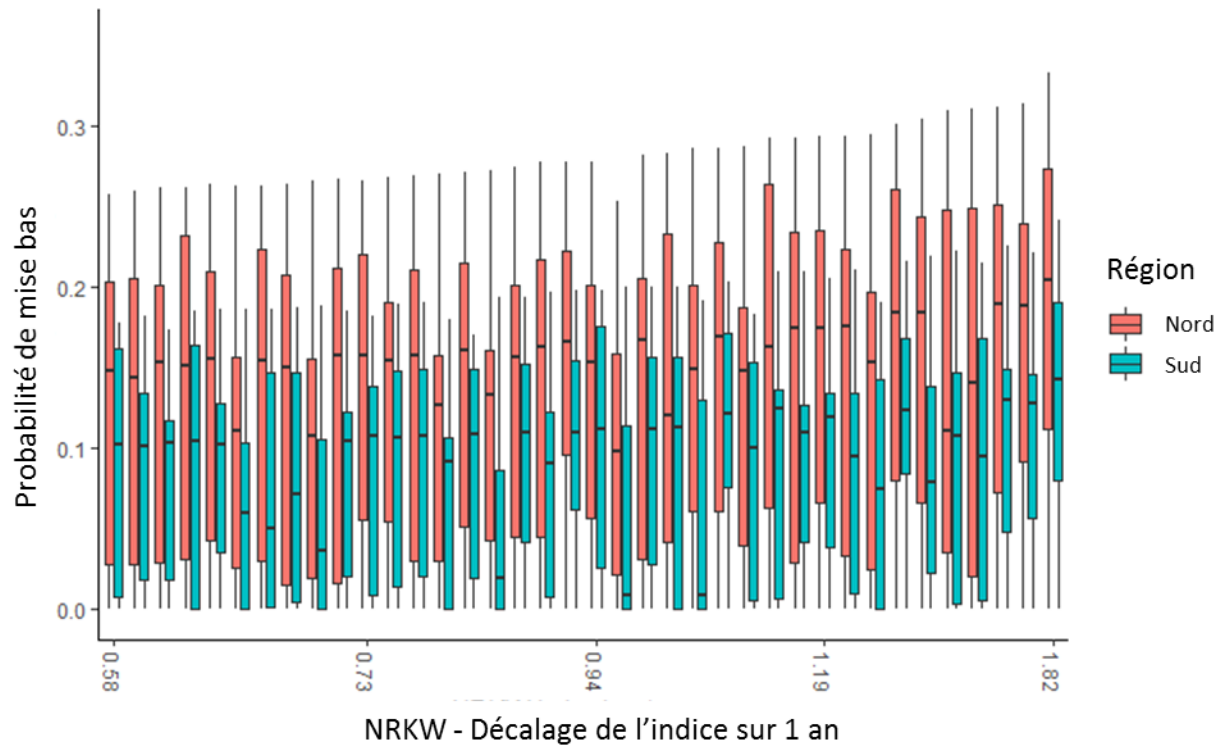


Figure 11 - Probabilité de mise bas par âge (graphique supérieur) et probabilité de mise bas liée à l'indice du saumon quinnat pour l'épaulard résident du nord (graphique du bas).

Le modèle d'AVP a utilisé les coefficients de régression logistique binomiale mis à jour, avec les trois sources de l'indice du saumon quinnat (tableau 10). Les stocks utilisés pour les effets de la fécondité étaient soit les mêmes stocks de saumon pertinents pour la population que ceux utilisés pour la mortalité (toute la côte, épaulard résident du nord ou épaulard résident du sud),

soit le même indice que celui utilisé pour la mortalité, soit l'indice de la COIV propre aux effets de la fécondité. Le stock pertinent pour l'épaulard résident du nord (Fraser précoce + baie Puget + BHC) a une abondance moyenne plus faible, mais une valeur minimale et maximale plus élevée que le stock pertinent pour l'épaulard résident du sud (COIV+Fraser tardif+Côte de l'Oregon) dans la série chronologique (tableau 10). Cela donne à penser que l'épaulard résident du nord pourrait avoir un meilleur accès au saumon quinnat que l'épaulard résident du sud. Le stock pertinent pour la fécondité (COIV) a une faible abondance moyenne relative, mais une fourchette plus élevée (0,224 – 2,371), ce qui suggère que l'écart est plus grand dans ce stock que dans les autres.

Le pourcentage de femelles adultes reproductrices (Br) a été défini comme une fonction logistique avec structure par âge, en utilisant des paramètres séparés pour les jeunes femelles (< 31 ans; BR_1) et les femelles plus âgées (> 30 ans; BR_2). On a rééchélonné ces coefficients pour les utiliser dans les scénarios du modèle en tant que réduction du taux de fécondité de référence.

$$Br_1 = \frac{100 * EXP(-1.88 + 0.5395 * CHINOOK)}{1 + EXP(-1.88 + 0.5395 * CHINOOK)}$$
$$Br_2 = \frac{100 * EXP(-2.96 + 0.3 * CHINOOK)}{1 + EXP(-2.96 + 0.3 * CHINOOK)}$$

3.3.3 Perturbations - Bruit/présence des navires

Les perturbations acoustiques peuvent provenir d'une gamme d'activités anthropiques, mais nous nous concentrons ici sur les impacts des perturbations causées par les navires sur les épaulards. Lacy *et al* (2017) ont supposé que l'effet d'une réduction de l'activité alimentaire sur les taux démographiques est le même que celui d'une réduction comparable des proies (c.-à-d. aucune compensation comportementale par les épaulards). Lusseau *et al* (2009) ont observé une réduction de 25 % de l'activité alimentaire lorsque des bateaux étaient présents. Lacy *et al* (2017) ont estimé que des navires sont présents 85 % du jour et que les épaulards s'alimentent en présence de bateaux 78 % du temps. Cela représente une réduction de 16,6 % de la disponibilité du saumon quinnat dans le modèle (25 % x 85 % x 78 %).

Un modèle des conséquences des perturbations sur les populations (CPP) (Conseil national de recherches 2005; Tollit *et al.* 2017) a été utilisé pour quantifier les impacts chroniques et aigus du bruit sur les épaulards. Un modèle d'exposition au bruit combiné au modèle CPP a permis d'estimer le temps de quête de nourriture perdu pour les épaulards résidents du sud en combinant la réaction comportementale et le masquage (Tollit *et al.* 2017). Dans les zones de circulation très fréquentées de la mer des Salish, où les épaulards résidents du sud passent de 23 à 33 % de leur temps, les différentes perturbations sonores peuvent se combiner pour produire des impacts potentiellement importants. Le modèle de 2017 prévoyait que dans la mer des Salish, le temps de quête de nourriture des épaulards résidents du sud diminuait de 20 à 23 % chaque jour pour chaque animal. La réduction du temps de recherche de nourriture repose sur l'hypothèse que l'impact des perturbations acoustiques est le même chez les épaulards résidents du nord et du sud. Il est de plus en plus évident que l'environnement acoustique est naturellement plus bruyant dans l'aire de répartition des épaulards résidents du nord que dans celle des épaulards résidents du sud en raison de l'action des tempêtes, des vagues et d'autres facteurs. Cela peut influencer différemment sur la réaction des deux populations aux perturbations acoustiques (S. Vagle, MPO, Institut des sciences de la mer, comm. pers.).

On ne disposait pas d'une série chronologique de l'activité des navires dans la région à l'étude qui soit comparable aux données disponibles sur la dynamique des populations d'épaulards et le saumon quinnat. Afin d'estimer la présence relative des navires pour chaque population, nous avons recueilli des données sur l'importance de la présence des navires (commerciaux, de plaisance et d'observation des baleines) dans l'aire de répartition des épaulards résidents du sud et celle des épaulards résidents du nord. Cette comparaison approximative servira à établir le paramètre de présence de navires pour la perturbation acoustique, qui a été estimé à 85 % pour les épaulards résidents du sud par Lacy et ses collaborateurs (2017).

Transits

Les Services de communications et de trafic maritimes (SCTM) - Ouest ont fourni des résumés des déplacements des navires commerciaux en Colombie-Britannique, dans les aires de répartition des populations d'épaulards résidents du nord et du sud. Les SCTM enregistrent les déplacements des navires pour des types de navires particuliers à chaque station d'appel, pour tous les navires utilisant le Système d'identification automatique (SIA-A) qui passent par une station d'appel (un seul passage est un déplacement du navire). Les types de navires inclus dans l'ensemble de données sont les barges, les remorqueurs, les navires-citernes, les vraquiers, les porte-conteneurs, les navires de croisière, les navires de pêche, les navires militaires, les navires de recherche scientifique et les grands yachts. Pour les comparaisons dans le modèle, tous les types de navires ont été traités de la même façon. Les données colligées ont été recueillies du 1^{er} janvier 2017 au 31 décembre 2017, mais le trafic maritime est assez constant ces dernières années avec une faible variabilité interannuelle (B. Crooks, SCTM de la Région de l'Ouest, comm. pers.). On note des différences saisonnières dans le trafic maritime : il augmente de 35 % en été (avril à septembre) par rapport à l'hiver (octobre à mars).

Les déplacements des navires ont été additionnés pour les points d'appel des SCTM qui se situent dans l'aire de répartition de chaque population (figure 12). La limite entre les épaulards résidents du nord et du sud a été fixée au point d'appel sept sur la côte ouest de l'île de Vancouver et au point d'appel 25 à l'est. Il y a beaucoup plus de déplacements de navires (155 556) dans l'aire de répartition des épaulards résidents du sud que dans celle des épaulards résidents du nord (31 065) [voir la carte sur la figure 12]. D'après ces données, nous estimons que les épaulards résidents du sud sont exposés à cinq fois plus de transits de navires commerciaux que les épaulards résidents du nord.

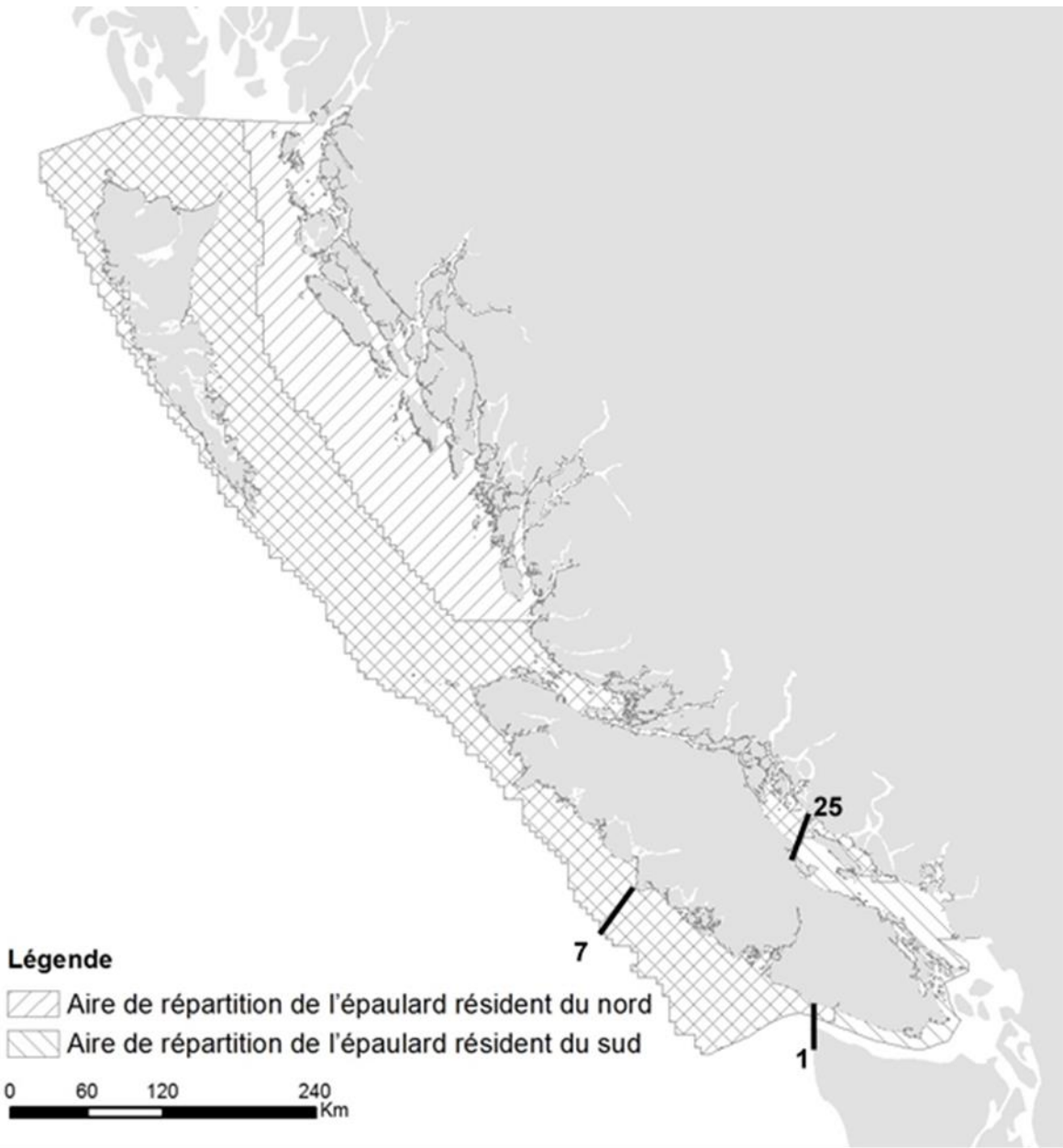


Figure 12 - Répartition au Canada de l'aire de répartition des populations d'épaulards résidents du nord et du sud (LEP 2015) et les trois points d'appel numérotés pertinents des SCTM utilisés pour résumer les déplacements des navires commerciaux.

Navires d'observation des baleines

L'observation des baleines a considérablement augmenté, passant de quelques bateaux dans les années 1970 à environ 96 bateaux commerciaux actifs en 2015 (Osborne 1991; Seely *et al.* 2017). Les bateaux d'observation des baleines sont beaucoup plus nombreux dans l'aire de répartition des épaulards résidents du sud que dans celle des épaulards résidents du nord (Seely *et al.* 2017).

Des détails sur l'emplacement et les activités des opérateurs commerciaux d'observation des baleines en Colombie-Britannique et dans l'État de Washington ont été catalogués en

janvier 2019 (Serra-Sogas 2019, rapport inédit¹⁰). La plus grande flotte d'observation des baleines (Canada : 30 opérateurs; États-Unis : 26 opérateurs) et le plus grand nombre de navires (Canada : 77; États-Unis : 34) se trouvent dans la mer des Salish. Les flottilles commerciales étaient plus petites dans le reste de la C.-B. (détroit de Johnstone, détroit de la Reine-Charlotte, côtes centrales et nord et côte ouest de l'île de Vancouver) [31 exploitants, 61 navires], ce dont on peut déduire que les épaulards résidents du sud sont plus souvent en présence de navires d'observation que les épaulards résidents du nord. De plus, la population d'épaulards résidents du sud est plus exposée que la population d'épaulards résidents du nord, car les bateaux d'observation des baleines sont présents avec elle (ou une partie) de 9 h à 21 h en été (Lusseau *et al.* 2009), en plus de nombreux autres types de navires qui se livrent également à l'observation des baleines de manière opportuniste.

Bateaux de plaisance

Il y a 55 % plus de marinas de plaisance dans l'aire de répartition des épaulards résidents du sud (193 marinas) que dans celle des épaulards résidents du nord (87 marinas) [figure 13; Clarke Murray *et al.* 2014].

¹⁰ Serra-Sogas N. 2019. Quantifying whale watch vessel traffic in British Columbia and Washington State. Rapport inédit pour le MPO. 23 p.

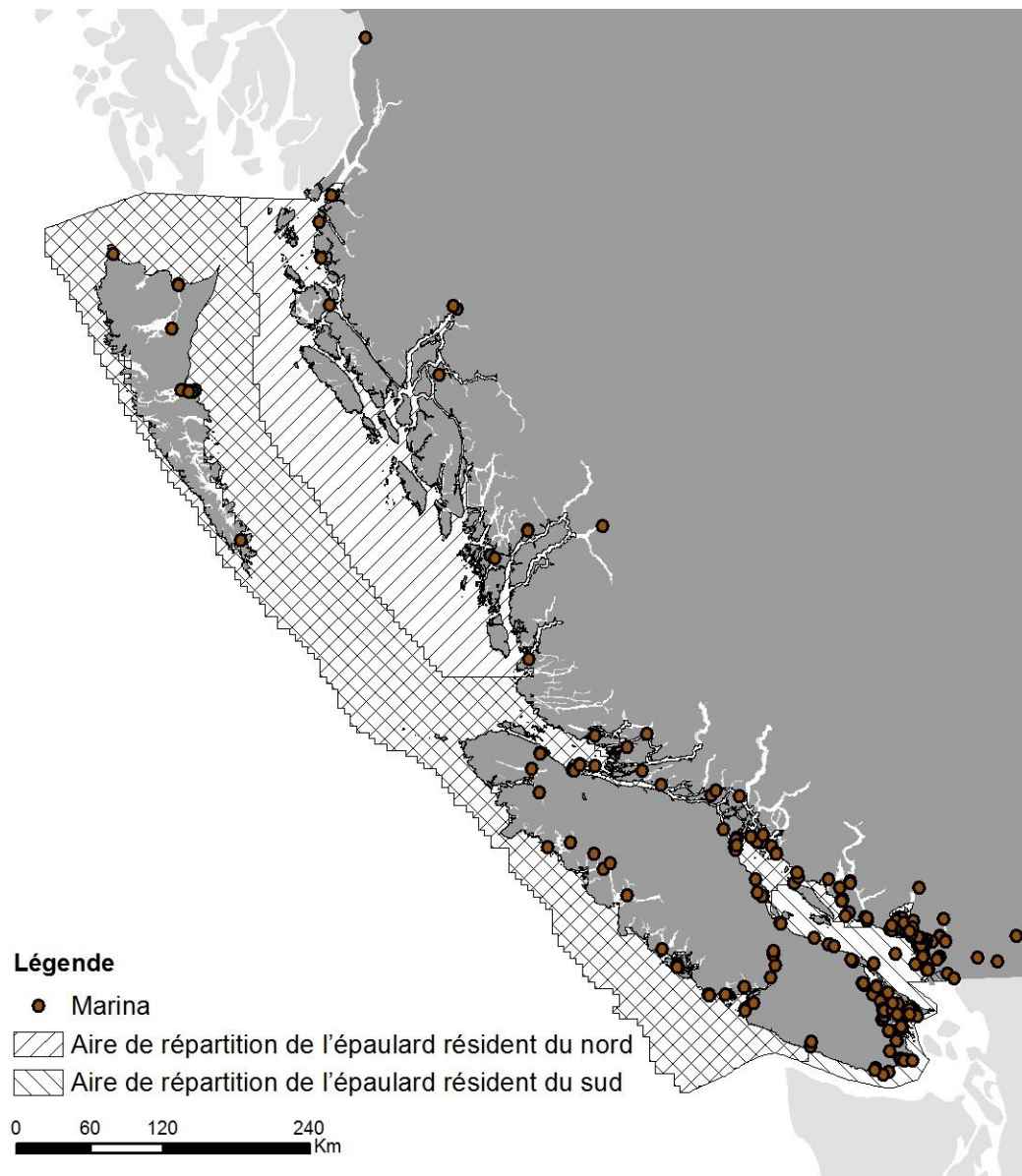


Figure 13 - Répartition des marinas de plaisance en Colombie-Britannique, superposée à l'aire de répartition canadienne des populations d'épaulards résidents du nord et du sud.

Paramètres du modèle de bruit/présence de navires

Pour les épaulards résidents du sud, l'impact sonore a été modélisé comme dans Lacy et ses collaborateurs (2017). Le bruit a été modélisé comme une réduction de l'efficacité de l'alimentation et lié à la variation de l'abondance du saumon quinnat (voir la section sur la disponibilité des proies). Le paramètre de bruit variait entre 0,85 (aucun effet), 1,0 (estimation actuelle de la présence de navires) et 1,25 (incidence accrue du bruit) selon trois scénarios (tableau 13). Dans les scénarios du modèle, le taux d'alimentation a été utilisé pour réduire la disponibilité du saumon quinnat et agir comme modificateur des taux de mortalité dans toutes les classes d'âge. Dans le premier scénario (« Bruit », tableau 13), le bruit a été modélisé pour réduire le taux d'alimentation de 3,5 %. Dans le deuxième scénario (« Seuil de bruit », tableau 13), l'effet du bruit a été modélisé comme un effet de seuil, où la perturbation des navires n'influe sur la mortalité que lorsque les stocks de saumon quinnat sont faibles. Lorsque

l'indice du stock de saumon quinnat était supérieur à la moyenne (1), il n'y avait pas d'effet de perturbation due au bruit, mais lorsqu'il était inférieur à 1, l'effet de perturbation due au bruit était appliqué (réduction de 3,5 % du taux d'alimentation). Dans le troisième scénario (« Seuil de bruit-élevé », tableau 13), l'effet du bruit a également été modélisé comme un effet de seuil où l'effet du bruit augmentait lorsque l'indice du stock de saumon quinnat était faible. Lorsque l'indice du stock de saumon quinnat était supérieur à la moyenne (1), l'effet de référence du bruit a été appliqué (25 % moins d'activité d'alimentation que sans la présence de navires). Lorsque l'indice du stock de saumon quinnat était inférieur ou égal à la moyenne (1), l'effet du bruit a été augmenté de 25 % (tableau 13), ce qui, aux niveaux les plus bas de l'indice du stock, entraîne environ le double du taux de mortalité.

D'après les données sur les navires décrites ci-dessus, le trafic maritime commercial dans l'aire de répartition des épaulards résidents du nord est cinq fois inférieur à celui dans l'aire de répartition des épaulards résidents du sud et se répartit sur une zone beaucoup plus vaste, ce qui permet de penser que la population d'épaulards résidents du nord passe comparativement peu de temps en présence de navires. Dans l'habitat essentiel ou les principales zones d'alimentation, la présence de navires peut avoir un impact plus important sur le succès de l'alimentation des épaulards résidents du nord. Pour ces derniers, les paramètres de la menace Bruit ont été modélisés à l'aide des trois mêmes scénarios de bruit que pour les épaulards résidents du sud (bruit, seuil de bruit et seuil de bruit-élevé) avec une réduction de cinq fois pour l'exposition à des navires.

Tableau 13 - Paramètres de bruit et taux d'alimentation utilisés dans les scénarios de la menace bruit pour les épaulards résidents du sud et du nord, et un scénario propre aux épaulards résidents du nord (épaulards résidents du nord-faible perturbation due aux navires).

Scénario	Paramètre de bruit		Taux d'alimentation	
	Indice quinnat élevé (> 1)	Indice quinnat faible (< 1)	Indice quinnat élevé (> 1)	Indice quinnat faible (< 1)
Bruit	1,0	1,0	0,965	0,965
Seuil de bruit	0,85	1,0	1,0	0,965
Seuil de bruit - élevé	1,0	1,25	0,965	0,907
Épaulards résidents du nord – faible exposition aux navires	0,85	0,85	1,0	1,0

3.3.4 Perturbations - Collisions avec des navires

Les connaissances actuelles sur la mortalité des épaulards résidents causée par des collisions avec les navires n'indiquent pas qu'il existe une différence dans ce risque entre les deux populations d'épaulards résidents, même avec des densités de navires différentes. Les données limitées sur les causes de la mortalité suggèrent que le risque de collision est légèrement plus élevé pour les épaulards résidents du sud que pour ceux du nord, avec 9,5 % et 7,1 % des cas respectivement (Ford *et al.* 2000; Baird 2002; Williams et O'Hara 2010). Des changements de la fréquence des transits de navires et des caractéristiques des navires (des navires plus silencieux peuvent accroître le risque de collision) pourraient influencer sur cette

probabilité dans l'avenir. La menace de collision avec un navire a été modélisée comme une probabilité de 10 % de collision mortelle avec un navire chaque année dans l'ensemble de la population et un animal a donc été retiré au hasard de la population adulte du modèle une fois tous les 10 ans. La probabilité a été répartie également entre les mâles et les femelles de la population.

3.3.5 Contamination par les BPC

Il a seulement été possible d'inclure les BPC dans l'impact des contaminants sur les taux vitaux des épaulards. Un modèle d'accumulation des BPC/dépuration a été mis au point pour relier les niveaux de BPC à la mortalité des baleineaux chez les cétacés (Hall *et al.* 2006, 2018). Ce modèle de BPC a été utilisé dans l'évaluation des effets cumulatifs pour les épaulards résidents du sud (Lacy *et al.* 2017) et dans l'estimation du risque pour les populations mondiales d'épaulards (Desforges *et al.* 2018). Le modèle de régression logistique appliqué dans ces études (figure 14; Hall *et al.* 2018) prédit la survie en fonction de la concentration de BCP chez la mère. Les concentrations de BPC chez les épaulards ont été enregistrées à partir d'échantillons de graisse dans les deux populations (Ross *et al.* 2000), et elles varient grandement d'un sexe à l'autre et dans le temps. Il y avait relativement peu d'échantillons avant 2000 et le paramétrage des scénarios est rendu difficile par la grande variabilité. On a récemment compilé et analysé les résultats des échantillons de graisse obtenus depuis 2000 pour mettre à jour les charges moyennes estimées en BPC, y compris les échantillons d'épaulards résidents du nord et du sud prélevés au Canada et aux États-Unis (tableau 13; Pearce et Gobas 2018, inédit⁸; Guy 2018, inédit⁵; annexe II). Le modèle des BPC simulait l'accumulation des BPC chez les individus au fil du temps, en fonction d'un taux d'accumulation établi. Chez les femelles, environ 77 % de la charge en BPC est transférée à chaque baleineau pendant la mise bas et l'allaitement (Hall *et al.* 2006, 2018). Le taux d'accumulation estimé peut varier en fonction des sources de BPC dans l'environnement et des proies (Pearce et Gobas 2018, inédit⁸; Desforges *et al.* 2018). D'après un examen global et la modélisation des populations d'épaulards, Desforges et ses collaborateurs (2018) suggèrent un taux d'accumulation plus élevé (6 mg/kg) chez les épaulards résidents du sud que chez les épaulards résidents du nord (1 mg/kg). Les scénarios du modèle ont été exécutés en utilisant à la fois les niveaux estimés de BPC dans Ross et ses collaborateurs 2000 (1993-1996) et la moyenne générale pour l'ensemble de la série chronologique (Guy 2018, inédit⁵; Pearce et Gobas 2018, inédit⁸) (tableau 14), avec des taux d'accumulation variables (1, 2 et 6 mg par année). Les concentrations modélisées de BPC ont ensuite été comparées aux niveaux de BPC échantillonnés.

L'effet des BPC sur la mortalité des baleineaux pourrait s'ajouter à celui de la disponibilité des proies. Nous avons mis à l'essai un modèle additif qui applique à la fois les impacts de la disponibilité des proies sur la mortalité et la fécondité et un impact supplémentaire de l'accumulation des BPC sur la mortalité des baleineaux. On a émis l'hypothèse que les BPC ne peuvent être métabolisés qu'à partir de la graisse de baleine et ont un impact sur la mortalité des baleineaux lorsque les niveaux de proies sont faibles (Robinson *et al.* 2018). Nous avons ensuite utilisé un impact d'interaction seuil de sorte que la mortalité des baleineaux ne soit appliquée que lorsque l'indice du saumon quinnat était inférieur à 1 (moyenne à long terme). Les concentrations modélisées de BPC dans des scénarios comportant diverses concentrations de départ et divers taux d'accumulation ont été comparés aux concentrations mesurées de BPC chez les épaulards.

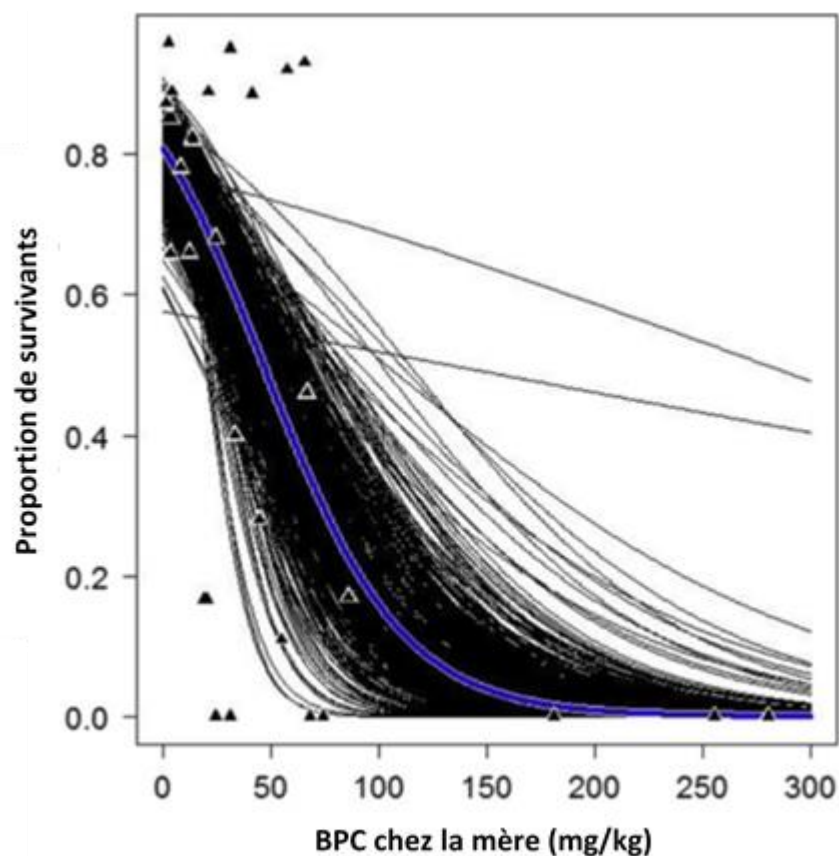


Figure 14 (d'après la figure 2 dans Hall 2018) - Modèle de régression logistique prédisant la probabilité de survie des baleineaux par rapport à la concentration de BPC dans la graisse maternelle, à partir d'un sous-ensemble d'études. Les triangles représentent les points de données des six études publiées, les lignes noires montrent 500 modèles de régression rééchantillonnés et la ligne bleue illustre le meilleur ajustement.

Tableau 14 - Concentrations moyennes de BPC pour chaque population résidente selon le sexe et la source des valeurs. L'ensemble de données complet utilisé pour calculer les moyennes figure à l'annexe II.

Population	BPC chez les femelles (mg kg ⁻¹ pl)	BPC chez les mâles (mg kg ⁻¹ pl)	Source
Épaulard résident du nord	9,3 ± 2,8 (n = 15)	37,4 ± 6,1 (n = 13)	Ross <i>et al.</i> 2000
Épaulard résident du nord	4,9 ± 2,9 (n = 42)	10,1 ± 2,4 (n = 44)	Ross <i>et al.</i> 2000, 2013, inédit ⁹
Épaulard résident du sud	55,4 ± 19,3 (n = 2)	146,3 ± 32,7 (n = 4)	Ross <i>et al.</i> 2000
Épaulard résident du sud	17,5 ± 3,2 (n = 16)	40,7 ± 2,9 (n = 24)	Ross <i>et al.</i> 2000, 2013 inédit ⁹ ; Krahn <i>et al.</i> 2007, 2009; Guy 2018, inédit ⁵

3.3.6 Effets cumulatifs

Un modèle comprenant toutes les menaces (effets cumulatifs) a été élaboré à l'aide des modèles des menaces individuelles et des interactions entre elles. Un modèle représentatif comprenant toutes les menaces permet de modéliser et de simuler les mesures de gestion et d'atténuation et leurs effets sur la future croissance de la population. Le tableau 15 donne les détails du paramétrage des menaces individuelles et de leurs interactions dans le modèle des effets cumulatifs.

La croissance de la population observée est le résultat des conditions réelles dans l'environnement. Afin de mettre à l'essai la puissance prédictive du modèle cumulatif, les valeurs du saumon quinnat pour 2000-2017 ont été entrées dans le modèle. Le modèle des effets cumulatifs a ensuite été projeté sur 100 ans afin d'examiner les prévisions à long terme pour les deux populations selon les niveaux actuels des effets cumulatifs.

Tableau 15 - Résumé des paramètres des menaces utilisés dans le modèle des effets cumulatifs pour chaque population résidente.

Modèle de menace	Épaulard résident du sud	Épaulard résident du nord
Disponibilité des proies	Mortalité liée à l'indice du saumon quinnat pertinent pour les épaulards résidents du sud : Saumon quinnat pour COIV+FT+CO (abondance moyenne : 373 151, indice min 0,467, indice max 1,611); impact sur la fécondité lié à l'indice des épaulards résidents du sud.	Mortalité liée à l'indice du saumon quinnat pertinent pour les épaulards résidents du nord : Saumon quinnat pour FP+BPt+BHC (abondance moyenne : 261 052, indice min 0,584, indice max 1,818); impact sur la fécondité lié à l'indice des épaulards résidents du nord.
Collisions avec des navires	Une tous les 10 ans	Une tous les 10 ans
Proies-Seuil de bruit élevé	L'alimentation devrait être réduite de 16,6 % (85 % x 78 % x 25 %) en raison des perturbations causées par les navires. Lorsque l'indice du stock de saumon quinnat était inférieur ou égal à la moyenne (1), l'effet du bruit a été augmenté, ce qui, aux niveaux les plus bas de l'indice du stock, entraîne environ le double du taux de mortalité.	L'alimentation a été réduite de 3 % (17 % x 78 % x 25 %) parce que le nombre de bateaux était cinq fois moins élevé pour les épaulards résidents du nord.
Contaminants (BPC)	Survie des baleineaux d'après la concentration de BPC chez la mère (Hall <i>et al.</i> 2018) Femelles : 17,46 mg/kg; Mâles : 40,74 mg/kg; Taux d'accumulation : 2 mg/kg/an; Taux de dépuración : 0,77; lorsque la disponibilité des proies était faible (indice inférieur à la moyenne), l'impact des BPC a été appliqué.	Survie des baleineaux d'après la concentration de BPC chez la mère (Hall <i>et al.</i> 2018) Femelles : 4,97 mg/kg; Mâles : 10,09 mg/kg; Taux d'accumulation : 1 mg/kg/an; Taux de dépuración : 0,77; lorsque la disponibilité des proies était faible (indice inférieur à la moyenne), l'impact des BPC a été appliqué.

4 RÉSULTATS DE L'AVP

4.1 MODÈLE DE RÉFÉRENCE

Le scénario de référence utilisant les taux vitaux de la population d'épaulards résidents du sud de l'Alaska montre une croissance spectaculaire dans le temps (figure 15), atteignant jusqu'à 178 (écart-type = 58,5) et 400 (écart-type = 88,5) individus en 2017 pour les épaulards résidents du sud et les épaulards résidents du nord, respectivement (figure 15).

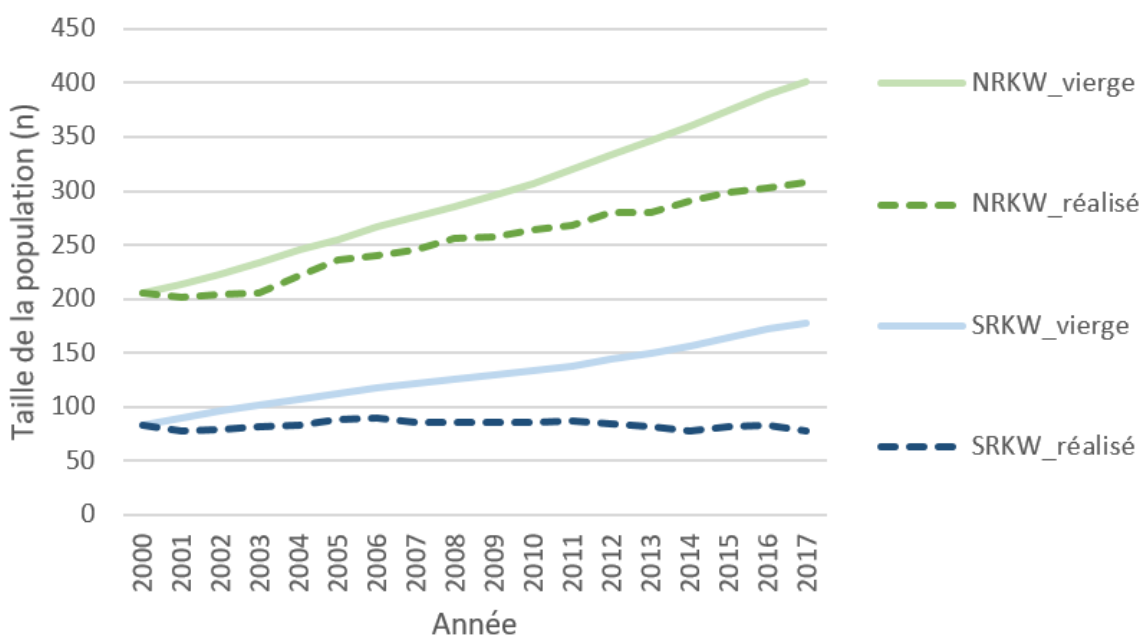


Figure 15 - Simulations moyennes du modèle de référence (« vierge ») pour les épaulards résidents du sud (lignes bleues pleines) et du nord (lignes vertes pleines), avec la croissance de la population observée (réalisée) [lignes tiretées].

4.2 PRÉLÈVEMENTS AUX FINS D'EXPOSITION DANS DES AQUARIUMS/PÊCHE DE TYPE « CAPTURE VIVANTE »

La population modélisée avec les animaux prélevés (scénario de « prélèvements ») a utilisé les taux de mortalité et de fécondité observés des épaulards résidents du sud (et non les taux de référence). Le scénario de prélèvements montre une trajectoire de la croissance de la population ($r = 0,004 \pm 0,039$) semblable à celle observée pour la population d'épaulards résidents du sud ($r = -0,002$, 1979-2017), mais demeure à une taille de la population supérieure (~ 140 animaux ± 26 écarts-types) (figure 16).

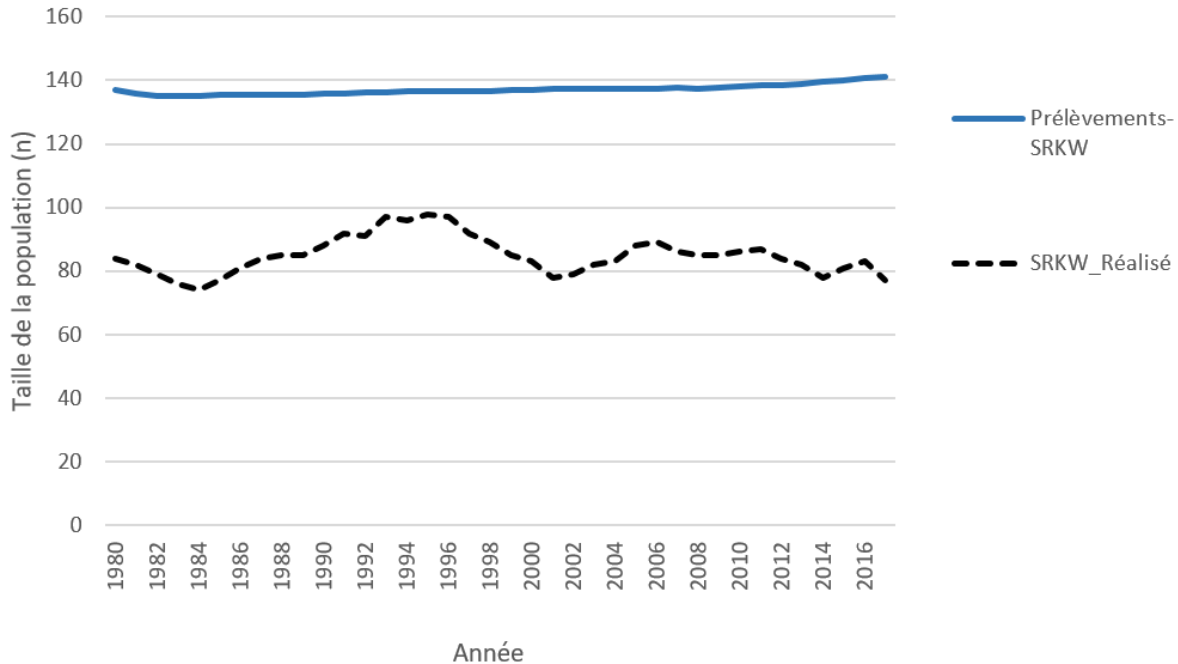


Figure 16 – Taille moyenne de la population modélisée simulée (ligne bleue pleine) et réalisée (ligne tiretée) pour les épaulards résidents du sud; les animaux prélevés ont été ajoutés à la population en 1980.

4.3 ABONDANCE DES PROIES

L'effet de l'abondance des proies sur l'effectif de la population a été testé à l'aide d'un certain nombre de scénarios pour examiner l'effet de l'indice du saumon quinnat choisi, la façon dont la valeur de l'indice est attribuée chaque année et l'application des impacts sur la mortalité et la fécondité (tableau 16). Les effets de l'abondance des proies sur la mortalité n'expliquent pas à eux seuls la croissance de la population réalisée (figure 17). Le modèle le plus proche pour les épaulards résidents du nord inclut les effets de la disponibilité des proies sur la mortalité et sur la fécondité et s'approche de la tendance démographique observée, en particulier au cours des 12 premières années de la simulation. Pour les épaulards résidents du sud, le scénario du modèle qui intègre les impacts sur la mortalité et la fécondité ne correspond pas à la croissance de la population observée, car il prévoit une croissance lente plutôt que la stabilité ou le déclin. Par conséquent, la disponibilité du saumon à elle seule n'explique pas la dynamique de la population d'épaulards résidents du sud et indique que d'autres menaces pourraient se répercuter sur cette population.

La distribution de la taille du stock de saumon quinnat n'est probablement ni aléatoire ni uniforme pour toutes les valeurs possibles. Nous avons donc également exploré des scénarios dans lesquels l'indice du saumon quinnat a été choisi à partir d'une distribution normale, la médiane et l'écart-type étant définis à partir de la série chronologique de l'abondance en mer du saumon quinnat (figure 18). Le tableau 16 présente les résultats de ces simulations de scénarios.

Tableau 16 - Scénarios d'AVP pour l'impact de l'abondance des proies sur les épaulards résidents du sud et du nord. Les exécutions des scénarios ont utilisé une distribution uniforme ou normale pour attribuer l'abondance du saumon quinnat chaque année, et les impacts envisagés étaient les impacts sur la mortalité ou sur la mortalité et la fécondité. La valeur stochastique r , l'écart-type ($ET(r)$), la probabilité d'extinction, le nombre d'animaux vivants (N -existant) et l'écart-type du nombre d'animaux vivants ($ET(Next)$) sont présentés pour chaque scénario de modèle.

Distribution	Indice de mortalité	Indice de fécondité	stoch-r	ET(r)	Probabilité d'extinction	N-existant	ET(Next)
Uniforme	Toute la côte		0,0396	0,0900	0,0001	429,09	92,07
Uniforme	Toute la côte	Toute la côte	0,0147	0,0889	0,0002	290,56	88,89
Uniforme	Toute la côte		0,0396	0,0830	0	427,70	88,89
Uniforme	Toute la côte	COIV	0,0243	0,0876	0	347,32	101,4
Uniforme	Montaisons–épaulards résidents du nord/du sud		0,0414	0,0833	0	435,31	86,69
Uniforme	Montaisons–épaulards résidents du nord/du sud	Montaisons–épaulards résidents du nord	0,0224	0,0845	0	334,82	97,13
Uniforme	Montaisons–épaulards résidents du nord/du sud		0,0414	0,0823	0	435,90	87,01
Uniforme	Montaisons–épaulards résidents du nord/du sud	COIV	0,0264	0,0869	0	359,36	101,05
Normale	Toute la côte		0,0393	0,0829	0	425,94	89,72
Normale	Toute la côte	Toute la côte	0,0138	0,0833	0	284,61	88,14
Normale	Toute la côte		0,0394	0,0831	0	427,03	90,26
Normale	Toute la côte	COIV	0,0235	0,0854	0	341,56	97,99
Normale	Montaisons–épaulards résidents du nord/du sud	Montaisons–épaulards résidents du nord	0,0416	0,0824	0	436,46	86,03
Normale	Montaisons–épaulards résidents du nord/du sud	Montaisons–épaulards résidents du nord	0,0218	0,0845	0	332,09	97,72
Normale	Montaisons–épaulards résidents du nord/du sud		0,0414	0,0825	0	436,08	85,71
Normale	Montaisons–épaulards résidents du nord/du sud	COIV	0,0253	0,0858	0	353,10	100,00

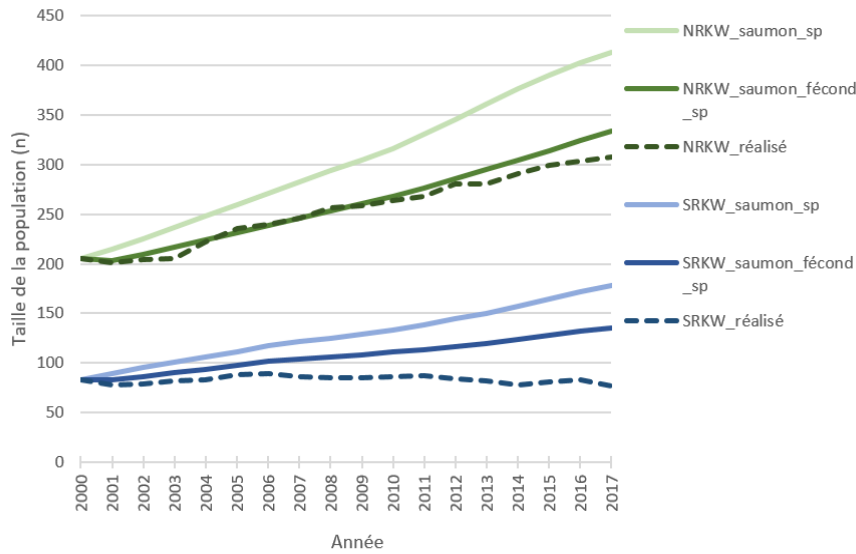


Figure 17 - Scénarios de la taille moyenne modélisée simulée (lignes pleines) et observée (« réalisé » - lignes noires tiretées) de la population dans le temps pour les modèles qui incluent les effets de la disponibilité des proies sur la mortalité et la fécondité des épaulards résidents du nord (vert) et des épaulards résidents du sud (bleu), avec une distribution uniforme et des indices du saumon quinnat spécifiques pour chaque population, avec l'impact sur la mortalité seulement (saumon_sp) et avec un impact supplémentaire sur la fécondité (utilisant l'indice du stock de la COIV, saumon_fécond_sp).

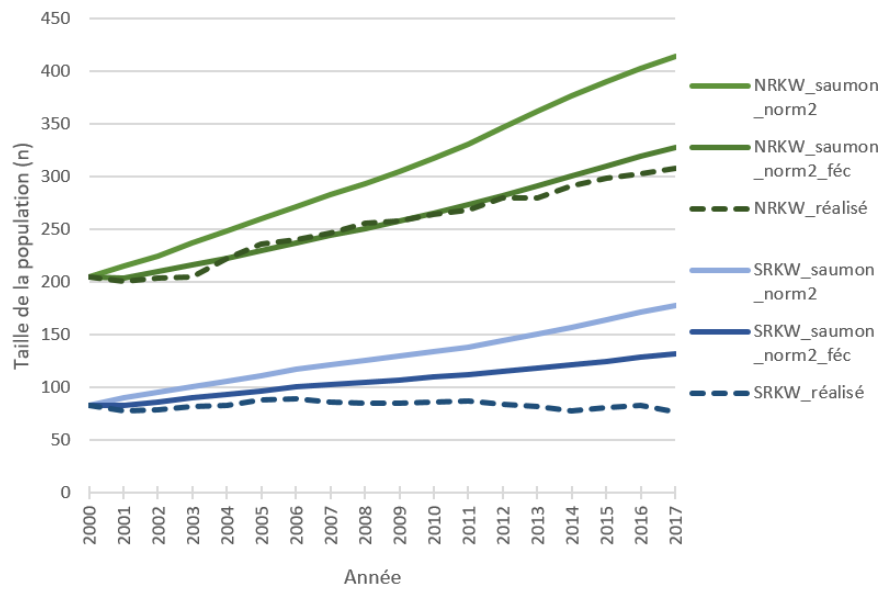


Figure 18 - Simulations de scénario moyennes avec l'indice du saumon quinnat choisi à partir d'une distribution normale autour de l'indice moyen et de l'indice du saumon quinnat spécifique pour chaque population. Impacts sur la mortalité seulement (saumon_norm2) et impacts supplémentaires sur la fécondité en utilisant l'indice de la COIV (saumon_norm2_féc).

4.4 PERTURBATIONS - BRUIT/PRÉSENCE DES NAVIRES

Les effets du bruit et de la présence des navires (mesurés par l'abondance des proies en tant que réduction de l'abondance des proies disponibles) ne correspondaient pas à la dynamique de la population observée (figure 19; tableau 17). Les scénarios de seuil avaient un impact similaire à celui du bruit seul pour les épaulards résidents du sud, et prédisaient des abondances d'épaulards plus élevées que l'effet direct du scénario de bruit. Le seuil de bruit élevé a pesé plus fortement sur la population d'épaulards résidents du nord que sur celle d'épaulards résidents du sud (figure 19). Même le scénario du seuil de bruit élevé ne s'approchait pas de la dynamique de la population observée. Ces résultats suggèrent que les perturbations causées par le bruit des navires et leur présence ne suffisent pas à contrôler la dynamique de ces populations.

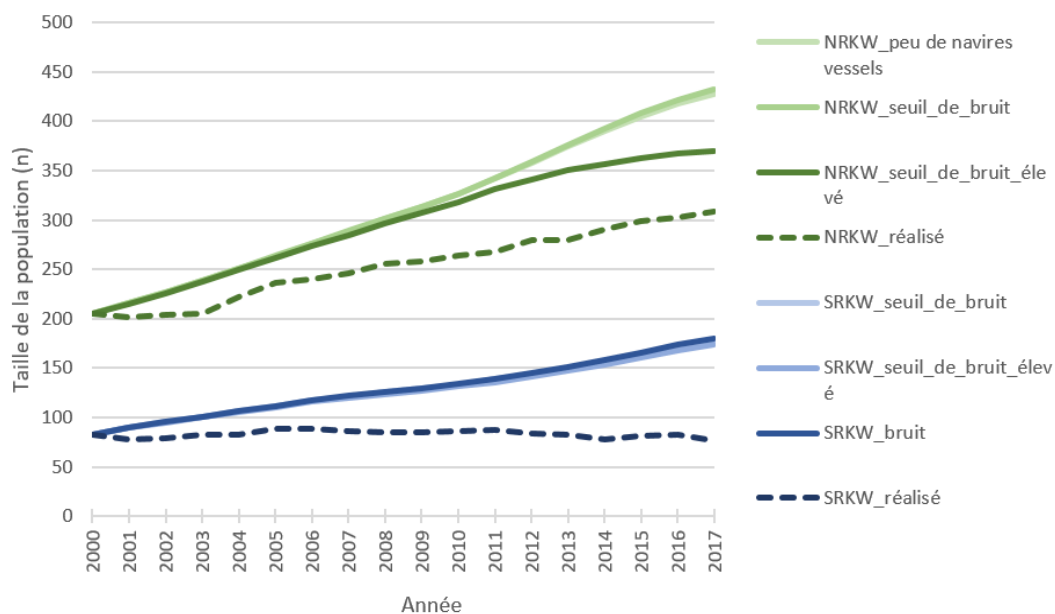


Figure 19 – Taille moyenne modélisée (lignes pleines) et réalisée (lignes tiretées) des populations d'épaulards résidents du nord et du sud, avec des scénarios d'impacts du bruit fixés à 25 % de réduction du taux d'alimentation (scénario bruit), avec un effet de seuil (bruit_seuil) et avec un impact plus élevé lorsque l'abondance des proies est faible (bruit_seuil_élevé), et une présence réduite des navires pour les épaulards résidents du nord (peu de navires).

Tableau 17 - Résultats de simulation de l'AVP pour chaque scénario de menace acoustique, y compris le taux de croissance de la population (stoch-r), son écart-type (ETr), la probabilité d'extinction, le nombre estimé d'animaux vivants (N-existant) et son écart-type (ETNext).

Scénario du modèle	stoch-r	ET(r)	Probabilité d'extinction	N-existant	ET(Next)
Épaulard résident du sud_bruit	0,0406	0,084	0	198,68	66,51
Épaulard résident du nord_peu de navires	0,0444	0,075	0,0001	445,14	86,52
Épaulard résident du sud_bruit_seuil	0,0409	0,0835	0	197,06	56,82
Épaulard résident du nord_bruit_seuil	0,045	0,0745	0	454,83	74,95
Épaulard résident du sud_bruit_seuil_élevé	0,0393	0,086	0,0001	191,52	57,05
Épaulard résident du nord_bruit_seuil_élevé	0,043	0,079	0	375,73	51,99

4.5 PERTURBATIONS - COLLISIONS AVEC DES NAVIRES

Les populations modélisées concernées par les collisions avec les navires ne correspondent pas à la croissance de la population réalisée (figure 20; tableau 18). Ces résultats permettent de penser que les perturbations causées par le bruit et la présence des navires ne suffisent pas à contrôler la dynamique de ces populations.

Tableau 18 - Résultats de simulation de l'AVP pour chaque scénario de menace liée aux collisions, y compris le taux de croissance de la population (stoch-r), son écart-type (ETr), la probabilité d'extinction, le nombre estimé d'animaux vivants (N-existant) et son écart-type (ETNext).

Scénario du modèle	stoch-r	ET(r)	Probabilité d'extinction	N-existant	ET(Next)
Épaulard résident du sud_collision	0,0396	0,0849	0	192,51	58,01
Épaulard résident du nord_collision	0,0392	0,0799	0	367,32	54,64

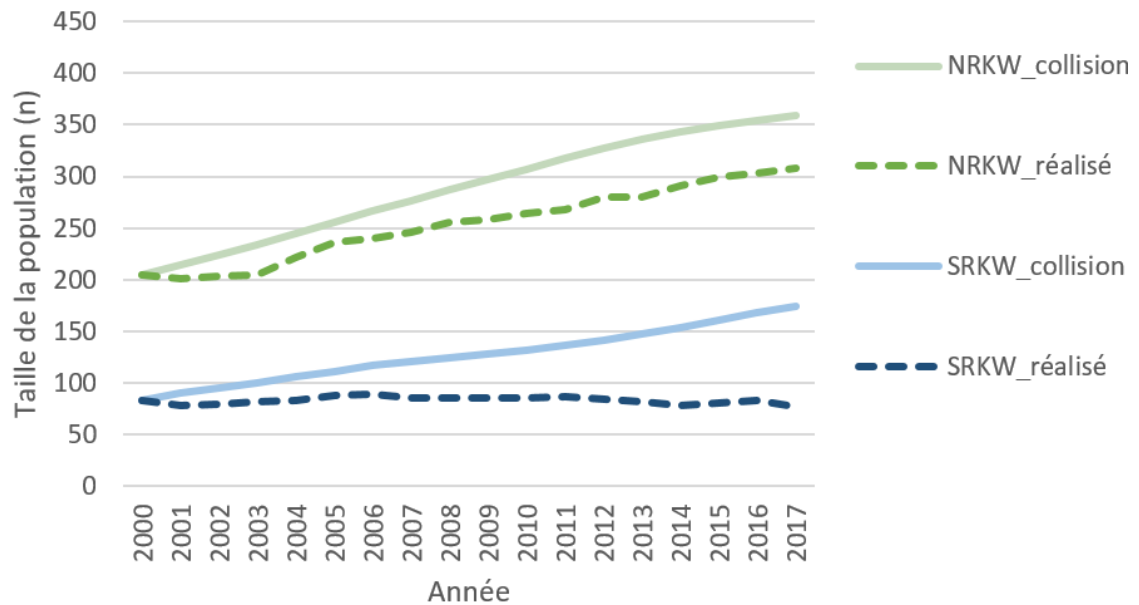


Figure 20 - Scénarios modélisés moyens (lignes pleines) et croissance de la population réalisée (lignes tiretées) pour les menaces liées aux collisions pour les populations d'épaulards résidents du sud (bleu) et d'épaulards résidents du nord (vert).

4.6 CONTAMINATION PAR LES BPC

Les simulations du modèle de population génèrent une fourchette de niveaux moyens de BPC chez les adultes selon différents niveaux initiaux et taux d'accumulation de BPC (tableau 19). Les scénarios du modèle qui se rapprochent le plus de la fourchette des concentrations mesurées de BPC dans les échantillons récents sont ceux où les concentrations initiales de BPC sont fixées à la moyenne générale (tableau 19), les taux d'accumulation étant légèrement plus élevés chez les épaulards résidents du sud que chez les épaulards résidents du nord (2 mg an^{-1} et 1 mg an^{-1} , respectivement). L'impact des BPC à lui seul ne correspond pas au taux de croissance de la population réalisé pour l'une ou l'autre population (figure 21; tableau 19).

Les résultats du scénario d'interaction additive entre les proies et les BPC sont semblables à ceux du scénario d'impact de l'interaction entre le seuil de BPC et les proies (figure 22). Le modèle additif applique à la fois les impacts de la disponibilité des proies sur la mortalité et la fécondité et un impact supplémentaire de l'accumulation des BPC sur la mortalité des baleineaux. Dans le scénario du seuil de BPC-proies, la mortalité BPC-baleineau n'a été appliquée que lorsque l'indice du saumon quinnat était inférieur à 1 (moyenne à long terme). Les deux scénarios d'interaction ont abouti à une dynamique de la population qui ressemble beaucoup à celle réalisée pour les épaulards résidents du nord et qui est proche pour les épaulards résidents du sud (tableau 20). On peut en déduire que les effets de la disponibilité des proies sur la mortalité et la fécondité l'emportent sur ceux du seul impact des BPC.

Tableau 19 - Concentrations de BPC dans les échantillons de graisse de baleine et résultats des simulations de scénarios du modèle utilisant des concentrations initiales et des taux d'accumulation de BPC variés.

Scénario	Taux de BPC échantillonnés		Taux d'accumulation	Taux de BPC modélisés (année 2017)	
	BPC chez les femelles	BPC chez les mâles		Moyenne chez les femelles (\pm écart-type)	Moyenne chez les mâles (\pm écart-type)
Épaulard résident du sud _BPC	55,40	146,30	2	61,00 (\pm 6,3)	112,70 (\pm 7,50)
Épaulard résident du sud _BPC_2mg	17,46	40,74	2	48,82 (\pm 4,5)	80,04 (\pm 3,16)
Épaulard résident du sud _BPC_3	17,46	40,74	6	142,77 (\pm 14,0)	239,15 (\pm 7,40)
Épaulard résident du sud_BPC_1mg	17,46	40,74	1	28,19 (\pm 2,8)	48,88 (\pm 2,35)
Épaulard résident du nord _BPC_spécifique	9,30	37,40	2	48,90 (\pm 4,2)	86,00 (\pm 2,60)
Épaulard résident du nord _BPC_2mg	4,97	10,09	2	47,75 (\pm 4,1)	79,66 (\pm 1,75)
Épaulard résident du nord _BPC_3	4,97	10,09	1	24,65 (\pm 2,2)	41,76 (\pm 1,00)
Épaulard résident du nord _BPC_spécifique_1mg	9,30	37,40	1	25,80 (\pm 2,2)	48,07 (\pm 2,01)

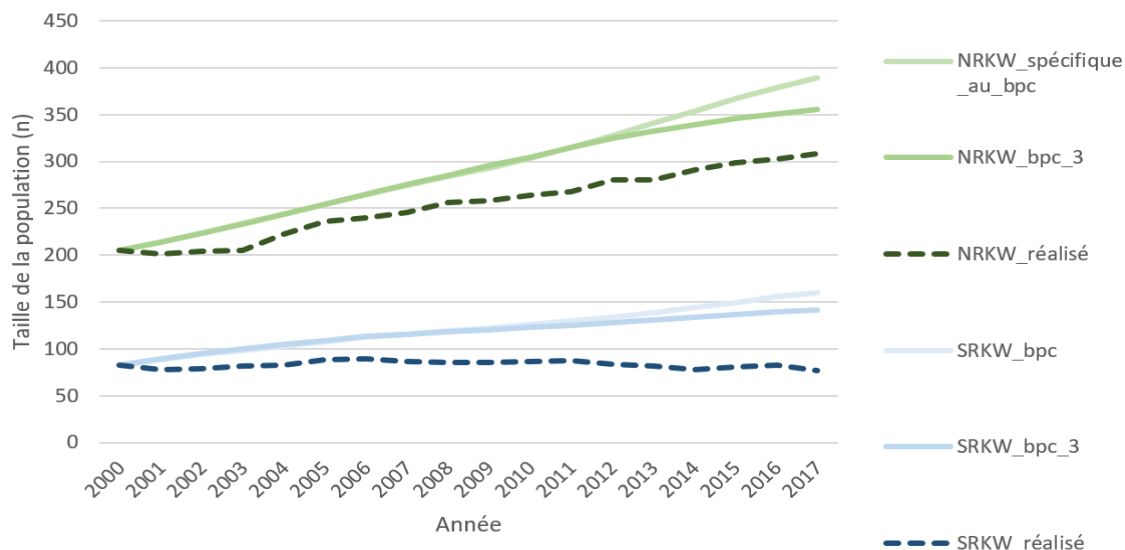


Figure 21 - Simulations modélisées moyennes des impacts des BPC sur les épaulards résidents du nord (lignes vertes) et les épaulards résidents du sud (lignes bleues), avec l'effectif de la population réalisé (lignes tiretées) et les niveaux de BPC fixés aux niveaux de Ross et al. 2000 (propres aux BPC) ou avec les valeurs actualisées recueillies par Ross et al. 2000, 2013 pour les épaulards résidents du nord et Ross et al. 2000, 2013; Krahn et al. 2007, 2009; Guy 2018, inédit⁵ pour les épaulards résidents du sud (pcb_3).

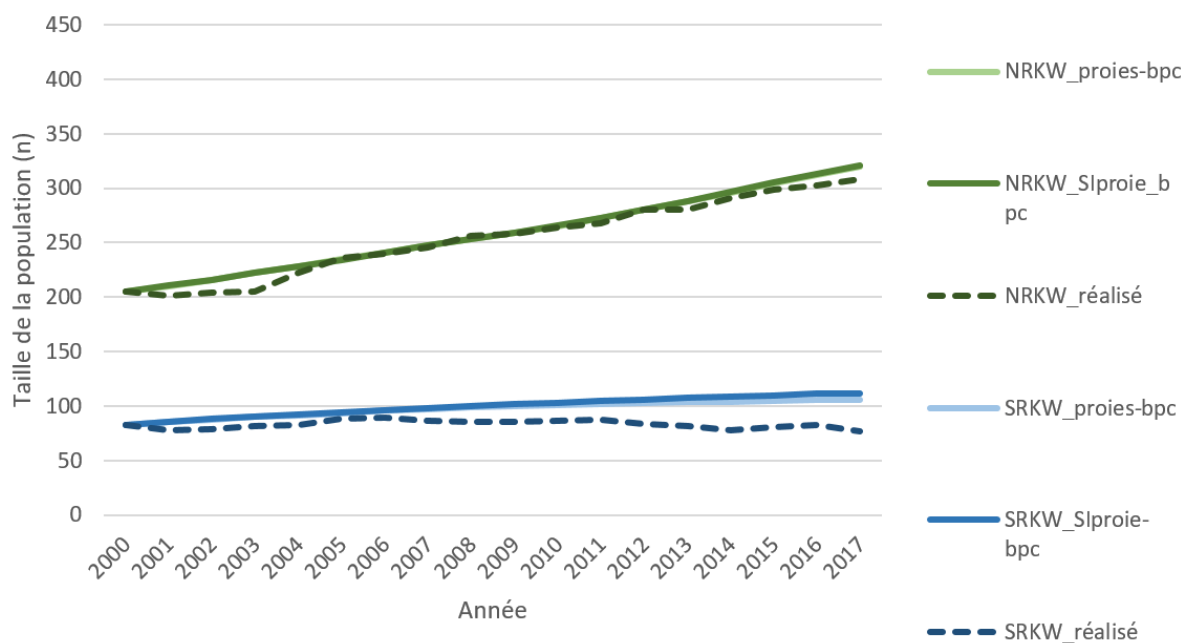


Figure 22 - Simulations modélisées moyennes de l'interaction entre les menaces liées aux proies et aux BPC, soit en tant que modèle additif (effets de l'abondance des proies sur la mortalité et la fécondité) avec l'effet supplémentaire des impacts des BPC (proie-bpc), soit en tant qu'interaction entre les proies et les BPC, où l'impact sur la mortalité des baleineaux est appliqué uniquement les années où l'indice du saumon est inférieur à 1 (Slproie_pcb).

Tableau 20 - Résultats de simulation de l'AVP pour chaque scénario de menace liée aux BPC, y compris le taux de croissance de la population (stoch-r), son écart-type (ETr), la probabilité d'extinction, le nombre estimé d'animaux vivants (N-existant) et son écart-type (ETNext).

Scénario du modèle	stoch-r	ET(r)	Probabilité d'extinction	N-existant	ET(N _{ext})
Épaulard résident du sud_BPC	0,034	0,084	0,000	173,3	53,1
Épaulard résident du sud_BPC_2mg	0,038	0,087	0,000	167,4	49,2
Épaulard résident du sud_BPC_3	0,025	0,083	0,000	145,7	46,3
Épaulard résident du sud_BPC_1mg	0,038	0,086	0,000	188,3	57,7
Épaulard résident du sud_proie-BPC	0,008	0,080	0,000	103,9	34,1
Épaulard résident du sud_Slproie-BPC	0,012	0,080	0,000	112,0	35,8
Épaulard résident du nord_BPC_spécifique	0,037	0,079	0,000	413,9	91,3
Épaulard résident du nord_BPC_2mg	0,037	0,080	0,000	361,6	58,4
Épaulard résident du nord_BPC_3	0,038	0,081	0,000	364,2	56,7
Épaulard résident du nord_BPC_spécifique_1mg	0,038	0,080	0,000	420,2	88,9
Épaulard résident du nord_proie-BPC	0,023	0,081	0,000	341,0	96,4
Épaulard résident du nord_Slproie_BPC	0,024	0,080	0,000	342,5	96,9

4.7 EFFETS CUMULATIFS

Le modèle des effets cumulatifs avec toutes les menaces représentées (abondance des proies, BPC, bruit/présence des navires et collisions avec les navires) est plus proche de l'effectif de la population observé que tous les modèles à menace unique (figure 23). Le modèle cumulatif s'approche de près de la croissance de la population réalisée pour les deux populations, mais particulièrement pour la population d'épaulards résidents du nord (figure 24; tableau 21). Les écarts-types de cette exécution du modèle englobent la croissance de la population observée chez les épaulards résidents du nord. L'effectif moyen de la population d'épaulards résidents du nord en 2017 selon le modèle était de 309 individus (écart-type ± 76), et la population enregistrée en 2017 était de 308. L'effectif moyen de la population d'épaulards résidents du sud en 2017 selon le modèle était de 134 individus (± 41), et la population enregistrée en 2017 était de 77.

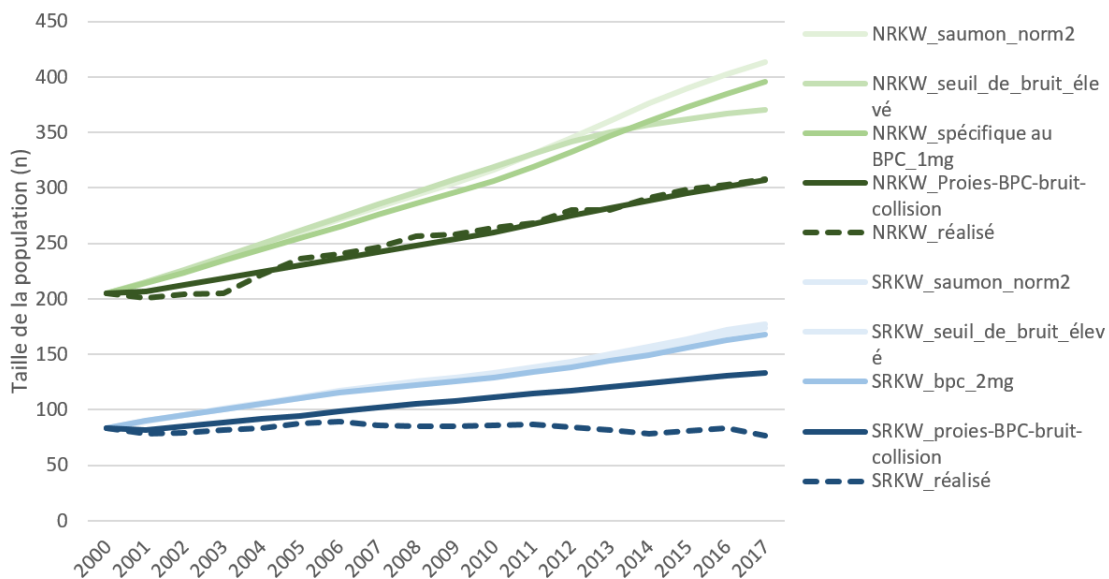


Figure 23 - Simulations modélisées moyennes de scénarios à menace unique (abondance des proies, bruit/présence des navires, BPC) et scénario du modèle des effets cumulatifs (proie-bpc-bruit-collision) sur les épaulards résidents du nord (lignes vertes) et les épaulards résidents du sud (lignes bleues), avec l'effectif de la population réalisé (lignes tiretées). Nom du scénario se terminant par norm2 : indice du saumon à distribution normale, norm2_fec : ajoute un impact sur la fécondité.

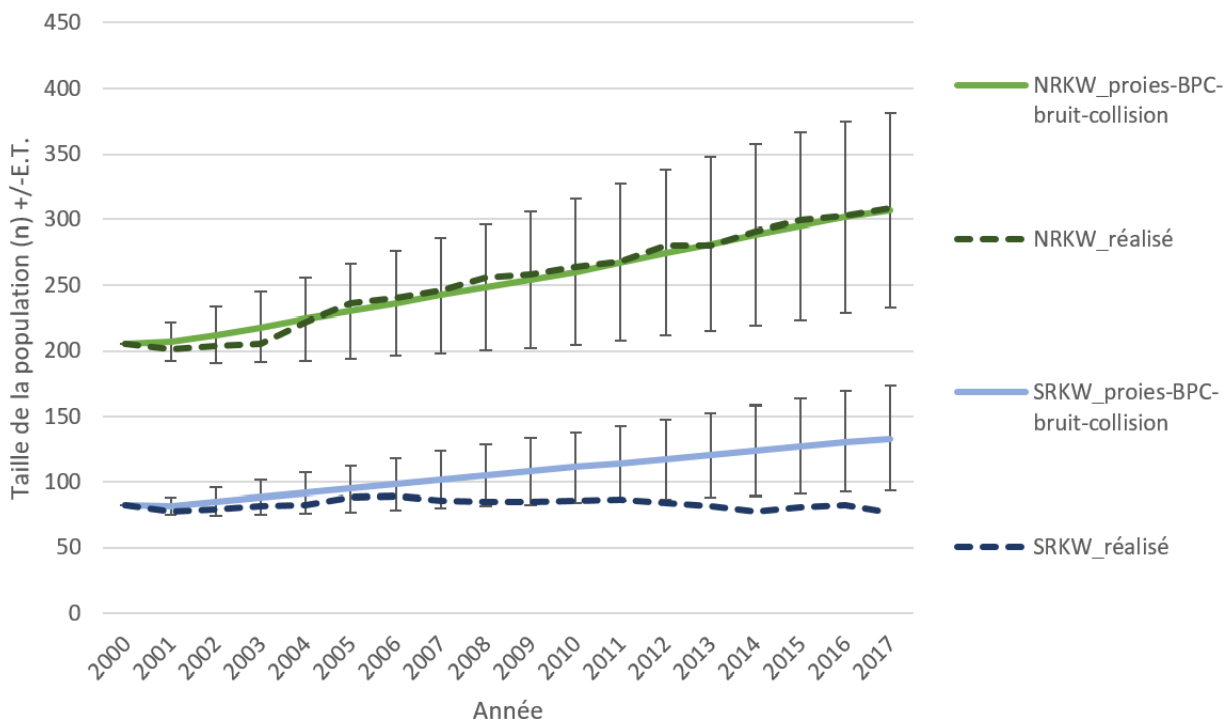


Figure 24 - Simulations modélisées moyennes du scénario des effets cumulatifs (proie-bpc-bruit-collision) sur les épaulards résidents du nord (lignes vertes) et les épaulards résidents du sud (lignes bleues), avec l'effectif de la population réalisé (lignes tiretées). Les barres d'erreur représentent un écart-type de ± 1 .

Tableau 21 - Résultats de la simulation de l'AVP pour chaque scénario de menaces cumulatives, y compris le taux moyen de croissance de la population (stoch-r), son écart-type (ETr), la probabilité d'extinction, le nombre moyen estimé d'animaux vivants (N-existant) et son écart-type (ETN_{ext}).

Scénario du modèle	stoch-r	ET(r)	Probabilité d'extinction	N-existant	ET(N _{ext})
Épaulard résident du sud_ proie-bpc-bruit-collision	0,024	0,083	0,000	134,4	41,4
Épaulard résident du nord_ proie-bpc-bruit-collision	0,023	0,079	0,000	309,5	75,7

4.8 VÉRIFICATION ET VALIDATION DU MODÈLE

4.8.1 Inspection

En utilisant les valeurs historiques (plutôt que tirées au hasard d'une distribution) de l'indice du saumon quinnat pour 2000-2017, le modèle des effets cumulatifs s'est rapproché encore plus de la croissance de la population observée, en particulier pour les épaulards résidents du sud (figure 25; tableau 22). Le modèle des effets cumulatifs explique mieux la croissance de la population réalisée que n'importe quel modèle à menace unique.

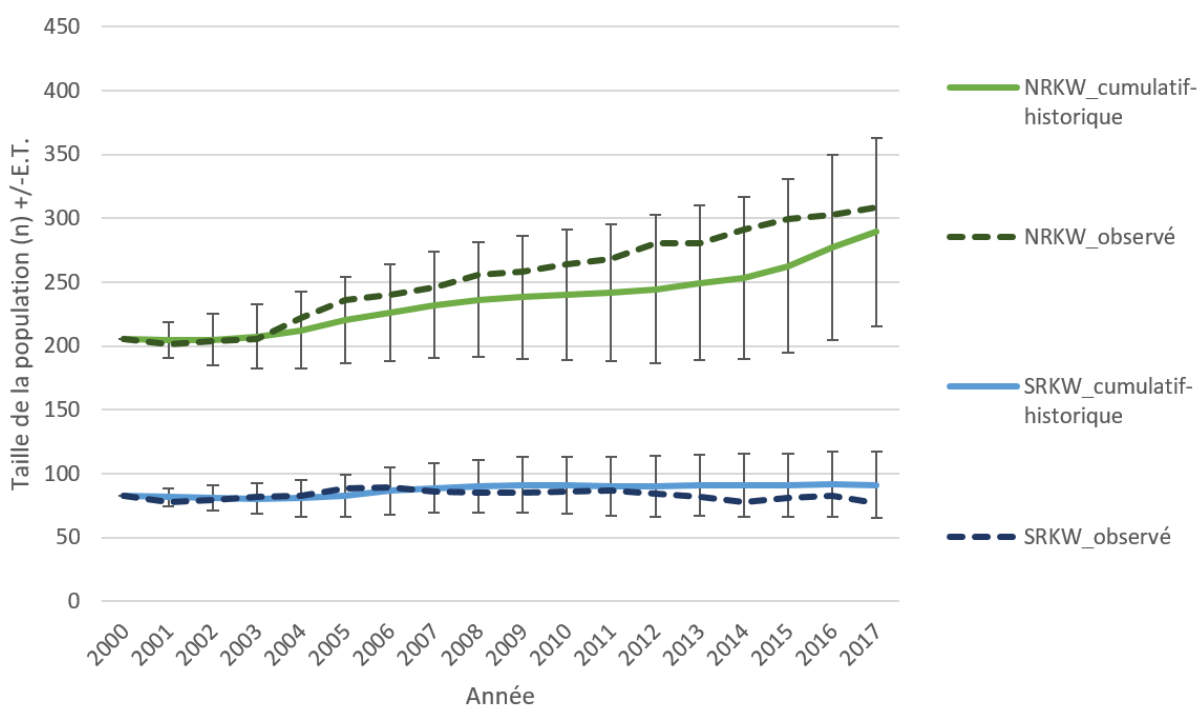


Figure 25 - Simulations modélisées moyennes du scénario des menaces cumulatives avec les valeurs historiques de l'indice du saumon quinnat (cumulatif-historique) et l'effectif de la population réalisé (ligne tiretée) pour les épaulards résidents du nord (vert) et les épaulards résidents du sud (bleu). Les barres d'erreur représentent un écart-type de ± 1 .

Tableau 22 - Résultats de la simulation de l'AVP pour le scénario des menaces cumulatives, en utilisant les valeurs historiques de l'indice du saumon quinnat, y compris le taux de croissance moyen de la population (stoch-r), son écart-type (ETr), la probabilité d'extinction, le nombre moyen estimé d'animaux vivants (N-existant) et son écart-type (ETNext).

Scénario du modèle	stoch-r	ET(r)	Probabilité d'extinction	N-existant	ET(N _{ext})
Épaulard résident du sud, menaces cumulatives – valeurs historiques	0,002	0,083	0,000	91,1	29,2
Épaulard résident du nord, menaces cumulatives – valeurs historiques	0,019	0,079	0,000	296,6	75,3

4.8.2 Structure de la population

Pour valider davantage le modèle, nous avons comparé la structure de population observée et simulée pour le modèle des effets cumulatifs (proie-bpc-bruit-collision). Les proportions relatives de juvéniles et d'adultes étaient similaires, tout comme les sex-ratios pour les épaulards résidents du sud et du nord (tableau 23). Le modèle pour les épaulards résidents du nord était extrêmement proche des valeurs observées dans ses sorties (valeurs modélisées : 102 juvéniles et 207 adultes; observées : 104 juvéniles et 204 adultes). Les sex-ratios étaient également semblables entre les sorties du modèle des effets cumulatifs et les valeurs observées, les deux prédisant plus de femelles que de mâles. Pour les épaulards résidents du sud, le rapport mâles/femelles a été modélisé à 0,813 et le rapport observé était de 0,949, soit plus de femelles que de mâles. Pour les épaulards résidents du nord, le sex-ratio modélisé était de 0,866 et le rapport observé était de 0,610. Une grande partie de la population d'épaulards résidents du nord n'a pas été déterminée au sexe, probablement en raison du nombre de juvéniles et parce que ses membres ne font pas l'objet de relevés aussi souvent que les épaulards résidents du sud.

Tableau 23 - Structure démographique observée et modélisée pour les deux populations (épaulards résidents du sud et épaulards résidents du nord).

		Observée				Modélisée		
		Femelles	Mâles	Inconnu	Total	Femelles	Mâles	Total
Épaulard résident du sud	Classe d'âge							
	0 à 9	7	13	0	20	22	22	44
	10+	32	24	0	56	52	39	91
	Total	39	37	0	77	74	61	135

		Observée				Modélisée		
Épaulard résident du nord	0 à 9	4	3	97	104	51	51	102
	10+	102	62	40	204	114	93	207
	Total	105	64	136	308	165	144	309

4.8.3 Projection

Des scénarios du modèle peuvent être projetés dans l'avenir pour examiner le taux de croissance de la population à long terme et l'avenir des populations. La projection du modèle des effets cumulatifs suppose que les niveaux actuels des menaces se maintiennent dans l'avenir, sans changement dans les menaces et sans mesures d'atténuation. Lorsque l'abondance du saumon quinnat est tirée de l'abondance moyenne à long terme (1979-2017), le modèle cumulatif (proie-bpc-bruit-collision) projette une croissance moyenne positive de la population pour les deux populations, mais avec une incertitude qui inclut une croissance négative de la population : 1,6 % (écart-type $\pm 7,9$) pour les épaulards résidents du nord et 1,5 % (écart-type $\pm 8,1$) pour les épaulards résidents du sud (figure 26, tableau 24). Les épaulards résidents du nord atteignent la capacité de charge fixée de manière arbitraire au début des projections, ce qui influe sur le taux projeté de croissance de la population. La probabilité d'extinction (définie dans le modèle comme un seul sexe restant) pour les deux populations est nulle sur 100 ans. Il est à noter qu'en vertu de la LEP, l'extinction est définie comme le fait qu'il ne reste aucun individu. En revanche, lorsque le modèle des effets cumulatifs utilise la distribution récente (2008-2017) des indices de l'abondance du saumon quinnat, il projette une croissance négative de la population d'épaulards résidents du sud (-2,5 %) et un taux de croissance légèrement inférieur, mais toujours positif, pour les épaulards résidents du nord (figure 26, tableau 24). Selon le scénario récent concernant les proies, la probabilité d'extinction des épaulards résidents du sud est de 26,1 % et dans les simulations où l'extinction a eu lieu, le délai moyen d'extinction était de 86 ans ($\pm 11,3$ ans).

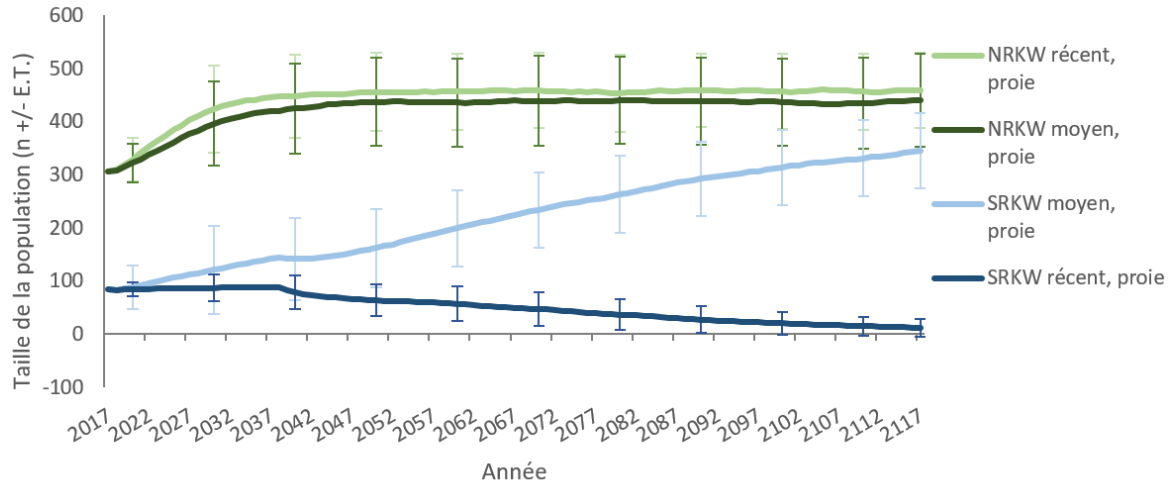


Figure 26 - Projection moyenne du modèle des effets cumulatifs sur 100 ans (à partir de 2017) pour les épaulards résidents du nord (vert) et les épaulards résidents du sud (bleu), selon l'indice moyen du saumon quinnat (« proies, moyen » : 1979-2017) ou l'indice récent du saumon quinnat (« proies, récent » : 2008-2017). Les barres d'erreur représentent un écart-type de + 1.

Tableau 24 - Taux de croissance de la population, effectif de la population à l'année 100 (N_{100}) et probabilité d'extinction des effets cumulatifs dans 100 ans, selon la projection du modèle des effets cumulatifs, pour deux scénarios d'abondance du saumon quinnat : « proies, moyen » (1979-2017) ou « proies, récent » (2008-2017).

Statistiques sommaires	Scénario de projection	
	Proies, moyenne (distribution de l'indice du saumon quinnat : 1979-2017)	Proies, données récentes (distribution de l'indice du saumon quinnat : 2008-2017)
Taux de croissance de la population	+ 1,5 %	- 2,5 %
N_{100}	344,7 (\pm 140) ans	15,1 (\pm 17) ans
Probabilité d'extinction	0	26,1 %

4.8.4 Sensibilité

La sensibilité des paramètres du modèle a été mise à l'essai pour distinguer les paramètres qui ont le plus d'impact sur la dynamique de la population à long terme. La projection du modèle de scénario des effets cumulatifs pour les épaulards résidents du sud a été utilisée dans les essais de sensibilité, qui comprennent les quatre menaces et leurs interactions telles que définies à la section 4.7. Des tests de sensibilité à un seul facteur ont été effectués lorsque le paramètre d'intérêt variait sur toute sa plage (minimum-maximum), les valeurs de base étant appliquées pour tous les autres paramètres, dans le modèle stochastique individuel complet. Les niveaux des menaces de base étaient les valeurs initiales utilisées dans le modèle des effets cumulatifs. Les tests de sensibilité pour ce paramètre variaient sur l'ensemble de la distribution (minimum-

maximum) par incréments fixes (tableau 25). Pour les tests de sensibilité des paramètres des proies, on a mis à l'essai la gamme complète des valeurs de l'indice du saumon quinnat pour les deux stocks (minimum = 0,4, maximum = 1,8). Le paramètre de bruit/présence de navires commence au niveau de bruit de base – la valeur fixée à 0,85 n'entraîne aucune réduction du taux d'alimentation et augmente jusqu'à un maximum de 1,55, pour représenter la possibilité que la réduction du temps d'alimentation soit plus élevée ou que la présence à proximité de navires soit supérieure aux estimations. La valeur des BPC mise à l'essai comprenait la concentration initiale de base de BPC pour les femelles et la gamme complète des concentrations mesurées de BPC chez les femelles. La concentration de BPC chez les mâles n'a pas été utilisée dans les tests de sensibilité parce que le chemin d'impact se fait par transfert maternel. Le risque de collision variait de 5 % à 50 %. Le paramètre le plus sensible pour la projection à long terme de la population était la disponibilité des proies (la valeur de l'indice du saumon quinnat), suivie du bruit/présence des navires (figure 27).

Tableau 25 - Paramètres et valeurs utilisés pour tester la sensibilité dans la projection du scénario des effets cumulatifs sur les épaulards résidents du sud (proies-BPC-bruit-collision), y compris la valeur de base, la fourchette et l'incrément du test.

	Base	Minimum	Maximum	Incrément
Proies (indice du saumon quinnat)	1,00	0,40	1,80	0,10
Bruit	0,85	0,85	1,55	0,10
BPC – femelles	17,46	5,00	200,00	25,00
Risque de collision	0,10	0,05	0,50	0,05

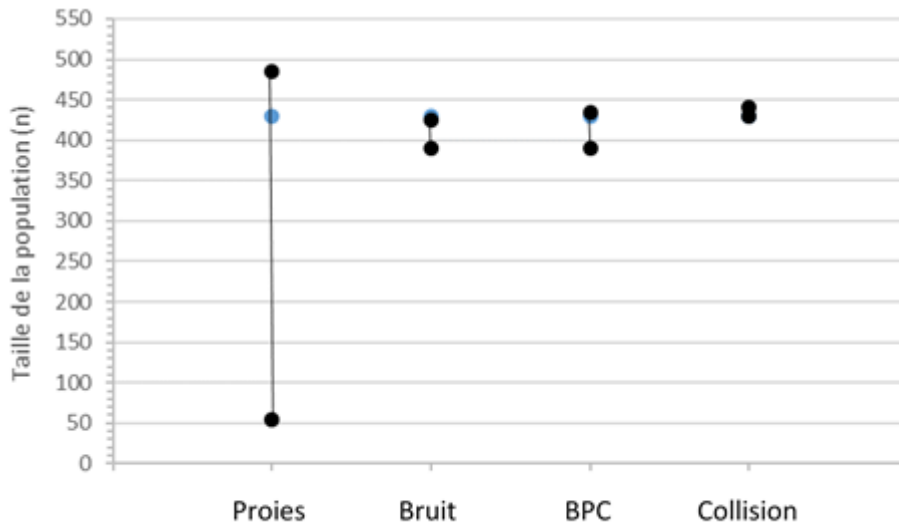


Figure 27 - Sensibilité de la taille projetée de la population d'épaulards résidents du sud dans le scénario des effets cumulatifs aux changements dans les paramètres des menaces : abondance des proies, bruit/présence de navires, concentration de BPC et risque de collision. Les cercles bleus représentent la valeur de base pour chaque menace et les barres verticales illustrent la fourchette de taille de la population (N) pour chaque changement touchant la valeur de la menace (tableau 25).

5 DISCUSSION

5.1 ÉVALUATION DES EFFETS CUMULATIFS

Il s'agit de la première évaluation des effets cumulatifs qui comprend un modèle conceptuel de séquence des effets et une analyse de la viabilité de la population intégrant les impacts de toutes les menaces prioritaires (disponibilité des proies, perturbations et contaminants) pesant, selon la LEP, sur les épaulards résidents du nord et du sud. Il est très intéressant d'étudier les raisons pour lesquelles ces populations ayant des cycles biologiques et un régime alimentaire similaires présentent des trajectoires de population si différentes : la population d'épaulards résidents du sud est en déclin alors que celle d'épaulards résidents du nord augmente (figure 2). L'inclusion des deux populations dans la même évaluation permet d'établir des comparaisons dans le même ensemble de modèles et de paramètres (en supposant que les mécanismes d'impact sont similaires, alors que les niveaux d'exposition aux menaces diffèrent). L'évaluation systématique des menaces individuelles et combinées dans les scénarios du modèle permet d'examiner quelles menaces (ou combinaisons de menaces) expliquent le mieux la croissance de la population observée et peuvent à leur tour avoir une plus grande influence sur les trajectoires et les caractéristiques démographiques de ces populations d'épaulards.

Ce travail s'appuyait en grande partie sur l'ensemble de la littérature et des données existantes, de même que sur des travaux antérieurs et des caractérisations des menaces, y compris des évaluations antérieures des populations d'épaulards résidents (Lacy *et al.* 2017; Vélez-Espino *et al.* 2014b; Taylor et Plater 2001). Nous avons intégré des informations et des données nouvelles et mises à jour pour toutes les menaces et nous avons inclus les interactions potentielles entre les menaces. Cette méthode d'évaluation des effets cumulatifs axée sur les espèces devrait se révéler utile pour les gestionnaires et les scientifiques qui s'intéressent aux épaulards, ainsi que potentiellement pour d'autres espèces.

La première phase de l'évaluation des effets cumulatifs a fourni un modèle conceptuel de séquence des effets fondé sur des données probantes, jetant ainsi les bases de l'évaluation. La description explicite du contexte et de l'état actuel des connaissances sur les menaces, des interactions et des impacts prioritaires, en particulier des incertitudes et des limites, est précieuse pour comprendre que les résultats du modèle représentent le système en question et pour pouvoir s'y fier.

La deuxième phase a permis d'élaborer un modèle de population pour chaque population et de mettre systématiquement à l'essai les effets des impacts individuels et cumulatifs sur la croissance de la population en comparant les résultats du modèle aux effectifs des populations observés entre 2000 et 2017. Un changement important par rapport aux AVP précédentes est que le modèle actuel utilise comme état de référence les taux vitaux observés de la population d'épaulards résidents du sud de l'Alaska, relativement intacte, et ajoute les menaces au modèle comme modificateurs de ces taux. Cela nous a permis de tester la validité des scénarios du modèle afin de déterminer le modèle qui correspond le mieux aux données observées et d'évaluer les menaces prioritaires qui contribuent le plus aux effets cumulatifs. Il s'agit d'une approche différente de celle utilisée par Lacy *et al.* (2017) pour les épaulards résidents du sud; en effet, ces auteurs avaient défini la « base de référence » en fonction des taux démographiques moyens observés au cours des dernières décennies (c.-à-d. comprenant les menaces actuelles pesant sur la population), puis avaient fait varier les niveaux de menace pour étudier l'impact sur le rendement de la population. La base de référence de Lacy *et al.* (2017) met à l'essai des scénarios de différents niveaux de menace, plutôt que d'expliquer les tendances actuelles ou celles tirées des données historiques.

La définition des scénarios du modèle comprenait des intrants actualisés ou nouveaux pour chaque menace dans l'évaluation :

- Abondance des proies - Données mises à jour du modèle d'abondance en mer du saumon quinnat, prolongeant la série chronologique jusqu'en 2017 à partir des données utilisées dans les études précédentes (2008 : Lacy *et al.* 2017, et 2011 : Vélez-Espino *et al.* 2014b). Ces données ont été utilisées dans les analyses statistiques et de sélection de modèles effectuées pour mettre à jour les relations entre les indices du saumon quinnat et la mortalité et la fécondité.
- Bruit/présence des navires – La perte proportionnelle de temps consacré à la quête de nourriture en raison du bruit des navires est fondée sur une nouvelle étude (Tollit *et al.* 2017) et sur l'intégration de la densité relative des navires pour les deux populations, estimée d'après le nombre de transits des navires (données des SCTM-Ouest) et la présence de marinas (Clarke Murray *et al.* 2014).
- Collision avec un navire - Le risque de collision avec un navire a été estimé à partir des rapports de collisions présumées.
- Contaminants – Les données inédites sur les BPC, résumées à partir d'un certain nombre de nouvelles sources (Guy 2018, inédit⁵; Gobas et Ross 2017, inédit⁶), ont étendu le nombre et la période des échantillons d'épaulards résidents du sud incorporés dans cette évaluation à 40 échantillons (prélevés de 1993 à 2015), alors que les travaux antérieurs (Lacy *et al.* 2017) ne portaient que sur 6 échantillons (prélevés en 1993 et 1996). Pour la population d'épaulards résidents du nord, on disposait des données de 85 échantillons de BPC (28 actuellement disponibles dans des ouvrages publiés).

Malgré les intrants mis à jour, les modèles des menaces individuelles ne correspondaient pas étroitement à la dynamique de la population observée. Cependant, parmi tous les scénarios de menaces individuelles et combinées analysés, c'est le modèle de menaces cumulatives qui tient

compte de toutes les menaces prioritaires (abondance du saumon quinnat, bruit et présence des navires, collision avec un navire et contamination par les BPC) qui a prévu la croissance de la population la plus proche des taux observés dans les deux populations. Les résultats du scénario du modèle des effets cumulatifs correspondent plus étroitement aux données observées pour l'épaulard résident du nord que pour l'épaulard résident du sud (figure 24).

Le modèle des menaces cumulatives surestime légèrement la croissance de la population d'épaulards résidents du sud. Un certain nombre de facteurs pourraient agir seuls ou se combiner pour l'expliquer. L'AVP par simulation fondée sur les individus inclut la stochasticité dans les simulations modélisées. L'indice du saumon quinnat attribué chaque année a été tiré au hasard d'une distribution et la valeur de cet indice influe sur la mortalité, la fécondité et les interactions avec d'autres menaces. Lorsque l'on a utilisé les valeurs historiques de l'indice du saumon quinnat au lieu des valeurs aléatoires, le modèle créé pour l'épaulard résident du sud était très étroitement aligné sur les données observées des épaulards résidents, qui se situaient dans les écarts-types du modèle pour les deux populations (figure 25). Cela suggère que le modèle cumulatif est une représentation valide du système, mais que la période en question (2000-2017) comprenait un certain nombre d'années où la disponibilité du saumon quinnat était inférieure à la moyenne à long terme (1979-2017). Essentiellement, les données observées correspondaient bien au sous-ensemble de simulations modélisées où les valeurs du saumon quinnat tirées au hasard étaient inférieures à la moyenne. L'élaboration et l'utilisation d'un modèle du saumon quinnat représentant mieux le degré d'autocorrélation temporelle pourraient être utilisées dans le modèle pour produire de meilleures projections. La Commission du saumon du Pacifique a mis au point un modèle de saumon quinnat pour l'ensemble de la côte qui produit des projections sur quatre ans, mais il faudra le modifier pour obtenir des projections à plus long terme.

La présente évaluation souligne l'importance de considérer les menaces collectivement. Plus précisément, dans le cadre de l'évaluation de l'AVP des effets cumulatifs, l'abondance du saumon quinnat et ses interactions avec le bruit et la présence des navires et les BPC ont fortement influencé la dynamique modélisée des populations d'épaulards. Le modèle d'AVP des effets cumulatifs peut être utilisé pour comparer les trajectoires des populations d'épaulards résidents du nord et du sud dans l'avenir. Il est préférable d'utiliser ces projections dans une évaluation comparative plutôt que des prévisions absolues de l'abondance. La croissance projetée de la population était très sensible à l'indice de l'abondance du saumon quinnat. Avec les abondances moyennes à long terme du saumon quinnat, les projections indiquaient que la population modélisée d'épaulards résidents du sud augmenterait et, lorsque l'on a utilisé les valeurs récentes de l'indice du saumon quinnat pour établir les paramètres du modèle, la trajectoire moyenne de la population modélisée a diminué, avec un risque d'extinction. Les projections du modèle sont fondées sur l'hypothèse que les conditions de menace modélisées se maintiennent aux mêmes niveaux. La poursuite du déclin des stocks de saumon quinnat dont dépendent les épaulards résidents du sud peut influencer sur les perspectives d'avenir de la population et accroître la probabilité d'extinction.

5.2 COMPARAISON DES MENACES INDIVIDUELLES

Bien que le modèle le mieux adapté ait été le modèle des effets cumulatifs, le modèle à menace unique pour la disponibilité des proies, avec les impacts sur la mortalité et la fécondité, s'est approché des données observées, indiquant que les variations de l'abondance des proies sont un facteur important pour prévoir les taux démographiques dans ces populations. L'analyse de sensibilité a démontré que la disponibilité des proies est le paramètre le plus sensible pour la projection des effets cumulatifs, ayant un impact important sur les projections de la population

dans le futur. Dans le modèle des effets cumulatifs, la disponibilité des proies était la menace la plus importante pour ces populations, suivie du bruit et de la présence des navires.

Les résultats de cette évaluation des effets cumulatifs appuient fortement l'importance de la disponibilité des proies pour déterminer la trajectoire de ces populations, et ils sont conformes aux travaux antérieurs (Lacy *et al.* 2017, Vélez-Espino *et al.* 2014b; Ford *et al.* 2009, 2010; Ward *et al.* 2009). Les analyses statistiques actualisées de l'effet de la disponibilité des proies sur la mortalité et la fécondité suggèrent que ces impacts sont toujours importants pour les épaulards résidents, mais la puissance des modèles à menace unique a été réduite par rapport aux études précédentes. Ford *et al.* (2009) ont constaté que l'indice du saumon quinnat à l'échelle de la côte représentait la plus grande partie de la variation de l'indice de mortalité ($r^2 = 0,77$), tandis que les analyses mises à jour présentées ici ont montré que les proies seules n'expliquent pas autant de la variation de la mortalité ($r^2 = 0,09$). On a ainsi une preuve supplémentaire que le modèle des menaces cumulatives est une meilleure représentation du système actuel.

L'effet durable des prélèvements aux fins d'exposition dans des aquariums est évident dans la population d'épaulards résidents du sud, puisque beaucoup plus d'individus ont été prélevés de cette population que de la population d'épaulards résidents du nord. L'effectif de la population d'épaulards résidents du sud serait probablement beaucoup plus élevé à l'heure actuelle si on n'en avait pas prélevé cette grande proportion d'individus. Le modèle de l'AVP a permis d'examiner ce qui aurait pu arriver à la trajectoire de la population d'épaulards résidents du sud si ces individus étaient restés dans la population. Les résultats du scénario des prélèvements indiquent que, même s'il est possible que le taux de croissance de la population n'ait pas été modifié par le nombre plus grand d'individus, l'effectif de la population d'épaulards résidents du sud se serait probablement stabilisé à environ 140 individus (écart-type ± 26), ce qui aurait accru sa résilience et sa diversité génétique.

5.3 HYPOTHÈSES ET INCERTITUDES

Une hypothèse importante posée dans cette étude est que les séquences des effets des menaces aux impacts sont les mêmes pour les épaulards résidents du sud et du nord. En d'autres termes, les mécanismes par lesquels les menaces touchent les individus sont les mêmes pour les deux populations. Cette hypothèse justifie l'utilisation de la même structure de modèle d'impact pour les deux populations, avec des niveaux de menace différents. On suppose que les conséquences de l'exposition aux menaces sont les mêmes pour les deux populations, et que l'exposition aux menaces est propre à chacune d'elles. Les variations entre les sous-populations (groupes familiaux/clans), qui peuvent influencer sur l'exposition aux menaces, n'ont pas été prises en compte dans la présente évaluation. Les connaissances sur les relations entre les menaces et les taux de mortalité et de fécondité des épaulards résidents étaient fondées sur des renseignements obtenus principalement dans la région de la mer des Salish pendant l'été et l'automne, mais on a supposé qu'elles représentaient les conditions des menaces dans l'ensemble de l'aire de répartition et durant toute l'année.

De plus, les deux populations peuvent exploiter des stocks de proies différents présentant une croissance de la population et une disponibilité variables pour la prédation par les épaulards. Tous les stocks de saumon quinnat ont connu une période de déclin dans les années 1990, mais depuis, ils ont enregistré des variations temporelles différentes (figure 6). Les stocks de saumon quinnat importants pour les épaulards résidents du sud (COIV + FT + CO) présentaient une moyenne plus élevée durant la série chronologique que ceux dont dépendent les épaulards résidents du nord (FC + BP + BHC), ce qui porte à croire que les épaulards résidents du nord auraient accès à moins de proies si leur choix de proies est limité. On ne connaît pas la capacité et la flexibilité de ces populations à exploiter différents stocks, et elles peuvent varier

entre les épaulards résidents du nord et du sud. La concurrence potentielle entre les populations et avec d'autres mammifères marins peut également avoir une incidence sur la disponibilité des proies et n'a pas été incluse dans les modèles actuels. De plus, les épaulards résidents du sud sont probablement plus exposés aux sources de contamination et au trafic maritime en raison de leur proximité avec les grands centres de population.

La projection d'une croissance positive de la population avec une abondance moyenne des proies dans le modèle des effets cumulatifs suppose que les niveaux actuels des menaces demeurent les mêmes et n'augmentent pas, ce qui pourrait ne pas être le cas en réalité. Les conditions climatiques changeantes et l'augmentation de la population humaine ont des répercussions permanentes importantes sur l'écosystème marin et continueront probablement à avoir des effets sur les épaulards et leurs proies dans l'avenir. La réduction des menaces, notamment par des mesures d'atténuation et de gestion, peut également influencer la trajectoire des populations. Au cours des dernières années, les États-Unis et le Canada ont pris un certain nombre de mesures de gestion pour appuyer le rétablissement de la population d'épaulards résidents du sud. L'intégration des effets des mesures de gestion, de l'évolution des conditions naturelles et des changements des menaces dans les itérations de l'évaluation des effets cumulatifs pourrait donner un aperçu utile de leurs répercussions potentielles sur la trajectoire de la population.

Il est à noter que les résultats de cet exercice de modélisation ne garantissent aucunement une croissance positive de la population. Les scénarios du modèle produisent des projections du taux moyen de croissance de la population comportant des limites d'incertitude. On a utilisé une approche stochastique pour rendre compte de ces incertitudes, en incluant explicitement les taux d'erreur dans les paramètres du modèle. Par conséquent, les écarts-types pour les deux populations comprennent des taux de croissance démographique négatifs, comme en témoigne l'inclusion des valeurs historiques de l'indice du saumon quinnat, qui donne une croissance négative de la population d'épaulards résidents du sud. Par conséquent, si l'indice du saumon quinnat demeure inférieur à la moyenne à long terme, la croissance future de la population devrait être négative.

Les probabilités d'extinction et les projections démographiques du modèle ne sont exactes que si toutes les menaces pertinentes ont été incluses et correctement paramétrées. La représentation et le paramétrage de chaque menace dans le modèle comportent des incertitudes ou des limites. Les perturbations acoustiques sont la menace pour laquelle on disposait du moins d'information. Les données recueillies sur les effets des navires sur le comportement des épaulards sont fondées sur une période et une durée d'étude limitées, généralement d'une saison et/ou d'un lieu (Tollit *et al.* 2017; Lusseau *et al.* 2009; Williams *et al.* 2002a, b). La présence et les effets des navires en dehors de la saison estivale et dans des zones autres que la mer des Salish sont inconnus. Tous les navires ont été pris en compte de la même manière dans le traitement actuel du bruit et de la présence des navires, et leur taille, leur signature acoustique et leur distribution spatiale et temporelle auront une incidence sur les épaulards résidents. À l'heure actuelle, il n'existe pas de données permettant d'établir des distinctions claires entre les effets de la présence et du bruit des navires. L'effet de la présence d'un navire peut être semblable à celui de la présence d'un prédateur, mais il existe peu de preuves sur la façon de représenter cette composante de la menace. Il peut exister une interaction entre la perturbation causée par le bruit des navires et l'incidence accrue d'autres événements mortels, comme les traumatismes acoustiques causés par les essais sismiques ou d'autres sons plus forts, comme les essais de munitions militaires. Cette voie de liaison est difficile à quantifier en raison de la récupération limitée des épaulards morts et du caractère secret de l'emplacement spatial et temporel de certains de ces événements perturbateurs (MPO 2018a). Les échosondeurs installés sur les petits bateaux qui s'approchent très près des

baleines peuvent également avoir des effets sur les épaulards. On peut entendre le bruit d'un échosondeur sur les déploiements de Dtag et les impacts en sont actuellement inconnus (B. Wright, MPO, comm. pers.).

La représentation de la menace des contaminants comportait également des limites et des incertitudes. Parmi la série de contaminants préoccupants pour les épaulards, seuls les BPC ont pu être incorporés parce qu'ils ont été mesurés au fil du temps dans cette population et qu'il existe un modèle les reliant à la mortalité des baleineaux (Hall *et al.* 2018). Il est prouvé que la contamination par les BPC peut toucher le développement du système reproducteur et la sensibilité aux maladies (Hall *et al.*, 2018), mais il n'a pas été possible de quantifier ces impacts suffisamment pour les utiliser dans les modèles. Les concentrations de PBDE sont également élevées chez les épaulards, mais il n'a pas été possible d'inclure ce contaminant dans le modèle en raison d'un manque de preuves le reliant aux taux vitaux des épaulards. La concentration de BPC dans les tissus des épaulards a été incorporée dans le modèle de menace de l'AVP d'après un modèle d'accumulation des BPC et de dépuración associant le déclin de la survie des baleineaux à une concentration accrue de BPC chez les mères (Hall *et al.* 2018). Le modèle original a été élaboré sur la base d'une courbe dose-réponse étendue à partir des réponses en laboratoire chez le vison, la principale préoccupation étant l'incertitude associée à la conversion d'une réaction physiologique d'un petit mammifère terrestre chez une population d'épaulards sauvages beaucoup plus gros (Witting *et al.* 2018).

Il est difficile d'inclure dans la modélisation des simulations les menaces à faible probabilité et à conséquences graves, comme les déversements d'hydrocarbures ou les épidémies de maladies. Il ne faut pas ignorer ces menaces dans la gestion et l'atténuation, car elles peuvent avoir des conséquences catastrophiques si la population y est exposée. Le déversement de l'Exxon Valdez en Alaska a été associé à des baisses sensibles des groupes familiaux résidents exposés au pétrole, qui ont subi des pertes importantes l'année suivant le déversement (Matkin *et al.* 1999; Matkin *et al.* 2008). Ces pertes ont eu des impacts au niveau du groupe familial et ceux qui ont été touchés n'avaient pas retrouvé leur niveau d'avant le déversement 16 ans après l'événement. Une façon de traiter les événements ayant des conséquences graves, comme un déversement d'hydrocarbures important ou une épidémie, dans les simulations modélisées, pourrait être de réduire considérablement la population à 50 à 75 % des niveaux actuels et de vérifier si la population modélisée serait suffisamment résiliente pour se rétablir après une telle catastrophe.

5.4 CONCLUSIONS

Cette évaluation des effets cumulatifs fait progresser le domaine en combinant un modèle conceptuel détaillé de séquence des effets et un modèle de simulation d'analyse précise de viabilité de la population (d'après Lacy *et al.* 2017) pour évaluer comment l'état actuel des activités humaines influence la pérennité des deux populations. Les gestionnaires et les scientifiques pourraient trouver diverses utilisations au modèle d'analyse de la viabilité de la population d'après les effets cumulatifs que nous avons élaboré. Il pourrait par exemple servir à déterminer la menace qui a le plus d'impact sur la persistance à long terme d'une population donnée, et pourrait être étendu à d'autres écotypes et populations d'épaulards. Une autre utilisation utile du modèle serait d'évaluer les effets de différents scénarios théoriques d'atténuation et de gestion des menaces individuelles sur la trajectoire de la population, par exemple pour vérifier si l'atténuation complète des perturbations acoustiques entraînerait une augmentation de la trajectoire de la population dans le temps, et combien de temps il faudrait pour qu'un changement dans cette trajectoire puisse être observé. Le modèle d'AVP d'après les effets cumulatifs peut être exécuté avec différents paramètres d'entrée (p. ex. augmentation de la navigation) afin d'examiner les effets potentiels des aménagements proposés et d'autres

changements anthropiques dans l'aire de répartition des épaulards résidents du sud et du nord. Les recherches en cours dans le cadre d'initiatives comme le Plan de protection des océans et l'Initiative de protection des baleines, et d'autres, peuvent servir à perfectionner le modèle et à mettre à l'essai les mesures d'atténuation et de gestion possibles, et examiner leurs répercussions sur la survie et le rétablissement à long terme des populations d'épaulards résidents du nord et du sud qui sont menacées et en voie de disparition. Tous les renseignements tirés des recherches en cours ou prévues sur les épaulards résidents, notamment en ce qui concerne la concurrence pour les proies dans les principales zones d'alimentation, l'efficacité de la quête de nourriture, la composition du régime alimentaire des épaulards résidents, l'analyse de l'ensemble de proies, la surveillance et la modélisation acoustiques sous-marines, et les sources et niveaux de contaminants, aideront à orienter les futures versions du modèle. L'utilisation du modèle et de versions futures améliorées peuvent aider à éclairer ou à mettre en œuvre de façon adaptative les mesures de rétablissement des épaulards résidents définies dans le *Plan d'action pour les épaulards résidents du nord et du sud (Orcinus orca) au Canada*, comme l'étude des avantages des mesures de gestion pour protéger les zones importantes, l'évaluation des répercussions possibles de la perturbation et de la concurrence pour les proies provenant des pêches, l'évaluation des effets possibles de la mise en valeur du saumon sur les épaulards résidents et l'évaluation des impacts du projet sur les épaulards résidents et leur habitat, pour produire des avis sur les mesures d'évitement et de mitigation au besoin.

6 REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à exprimer leur reconnaissance à un certain nombre de personnes qui leur ont communiqué des données et ont participé à des discussions utiles : Antonio Vélez-Espino, Sheila Thornton, Kate Thornborough, Edward Gregr, Cory Dubetz, Norma Serra-Sogas, Lauren McWhinnie, Eric Ward, Rob Williams, Jack Lawson, Jocelyn Nelson, Heather Brekke, Lisa Ann Jones, Sharlene Shaikh et Bob Crooks. Nous aimerions également remercier la Chicago Zoological Society et la Species Conservation Toolkit Initiative pour leur soutien continu en matière de formation et pour l'accès libre au logiciel Vortex.

7 RÉFÉRENCES

- Addison, R.F., and Ross, P.S., 2000. Persistent organic pollutants (POPs) in British Columbia harbour seals and killer whales. Canadian Stock Assessment Secretariat Research Document 1480-4883; 2000/171.
- Aguilar, A., Borrell, A., and Pastor, T. Biological factors affecting variability of persistent pollutant levels in cetaceans. *Journal of Cetacean Research and Management*. 1999 (Special Issue 1), 83–116
- Alava, J. J., Ross, P. S., Lachmuth, C., Ford, J. K., Hickie, B. E., and Gobas, F. A. 2012. Habitat-based PCB environmental quality criteria for the protection of endangered killer whales (*Orcinus orca*). *Environmental Science and Technology*, 46(22), 12655-12663.
- Alava, J. J., and Gobas, F. A. 2016. Modeling 137Cs bioaccumulation in the salmon–resident killer whale food web of the Northeastern Pacific following the Fukushima Nuclear Accident. *Science of the Total Environment*, 544, 56-67.
- Asper, E. D., and Cornell, L.H. 1977. Live capture statistics for the killer whale (*Orcinus orca*) 1961– 1976 in California, Washington, and British Columbia. *Aquatic Mammals*. 5:21-27.

-
- Ayres K.L., Booth, R.K., Hempelmann, J.A., Koski, K.L., Emmons, C.K., Baird, R.W., Balcomb-Bartok, K., Hanson, M.B., Ford, M.J., and Wasser, S.K. 2012. Distinguishing the Impacts of Inadequate Prey and Vessel Traffic on an Endangered Killer Whale (*Orcinus orca*) Population. PLoS ONE 7(6): e36842. doi:10.1371/journal.pone.0036842.
- Baird, R.W. 2000. The killer whale: foraging specializations and group hunting. Pages 127-153 in J. Mann, R.C. Connor, P.L. Tyack and H. Whitehead, eds. Cetacean societies: field studies of dolphins and whales. University of Chicago Press, Chicago, IL.
- Baird, R.W. 2001. Status of killer whales, *Orcinus orca*, in Canada. Canadian Field-Naturalist 115:676-701.
- Baird, R.W. 2002. Killer whales of the world: natural history and conservation. Voyageur Press, Stillwater, Minnesota
- Barbieri, M. M., Raverty, S., Bradley Hanson, M., Venn-Watson, S., Ford, J. K., and Gaydos, J. K. 2013. Spatial and temporal analysis of killer whale (*Orcinus orca*) strandings in the North Pacific Ocean and the benefits of a coordinated stranding response protocol. Marine Mammal Science, 29(4), E448-E462.
- Barrett-Lennard, L.G. 2000. Population structure and mating patterns of killer whales (*Orcinus orca*) as revealed by DNA analysis. PhD dissertation. University of British Columbia, Vancouver, BC.
- Barrett-Lennard, L.G., and Ellis, G.M. 2001. Population structure and genetic variability in Northeastern Pacific killer whales: toward an assessment of population viability. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2001/065. 35 p.
- Berchok, C. L., Bradley, D. L., and Gabrielson, T. B. 2006. St. Lawrence blue whale vocalizations revisited: Characterization of calls detected from 1998 to 2001. The Journal of the Acoustical Society of America, 120(4), 2340-2354.
- Bigg, M.A., and Wolman, A.A. 1975. Live-Capture Killer Whale (*Orcinus orca*) Fishery, British Columbia and Washington, 1962–73. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 1975, Vol. 32, No. 7: pp. 1213-1221.
- Bigg, M.A., Ellis, G.M., Ford, J.K.B. and Balcomb, K.C. 1987. Killer whales: a study of their identification, genealogy and natural history in British Columbia and Washington State. Phantom Press, Nanaimo, British Columbia.
- Bigg, M. A., Olesiuk, P. F., Ellis, G. M., Ford, J. K. B. and Balcomb, K. C. 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, 12, 383-405.
- Boon, J.P., Van der Meer, J., Allchin, C.R., Law, R.J., Klungsøyr, J., Leonards, P.E.G., Spliid, H., Storr-Hansen, E., Mckenzie, C. and Wells, D.E., 1997. Concentration-dependent changes of PCB patterns in fish-eating mammals: structural evidence for induction of cytochrome P450. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 33(3), pp.298-311.
- Brevik, K., Sweetman, A., Pacyna, J.M., and Jones, K.C. 2002a. Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners—amass balance approach. 1. Global production and consumption. Science of the Total Environment, 290: 181–198
- Brevik, K., Sweetman, A., Pacyna, J.M., and Jones, K.C. 2002b. Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners — a mass balance approach. 2. Emissions. Science of the Total Environment. 290: 199–224
-

-
- Buckman, A. H.; Veldhoen, N.; Ellis, G.; Ford, J. K. B.; Helbing, C. C.; and Ross, P.S. 2011. PCB-associated changes in mRNA expression in killer whales (*Orcinus orca*) from the NE Pacific Ocean. *Environmental Science and Technology*, 45, 10194-10202.
- Burnham, K.P. and Anderson, D.R., 2004. Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological methods & research*, 33(2), pp.261-304.
- Calambokidis, J., D.E. Bain and Osmek, S.D. 1998. [Marine mammal research and mitigation in conjunction with air gun operation for the USGS "SHIPS" seismic surveys in 1998](#). Contract Report submitted to the Minerals Management Service. [Consulté le 21 Aug 2018]
- Castellote, M., Clark, C.W. and Lammers, M.O. 2012. Acoustic and behavioural changes by fin whales (*Balaenoptera physalus*) in response to shipping and airgun noise. *Biological Conservation*, 147(1), pp.115-122.
- Clark, R.B., 1999. *Marine Pollution*. Oxford University press, Fourth edition, pp 161.
- Clark, C.W., Ellison, W.T., Southall, B.L., Hatch, L., Van Parijs, S.M., Frankel, A. and Ponirakis, D., 2009. Acoustic masking in marine ecosystems: intuitions, analysis, and implication. *Marine Ecology Progress Series*, 395, pp.201-222.
- Clarke Murray, C., Mach, M.E., and Martone, R.G. 2014. Cumulative effects in marine ecosystems: scientific perspectives on its challenges and solutions. WWF-Canada and Center for Ocean Solutions. 60 pp.
- Conn, P.B. and Silber, G.K. 2013. Vessel speed restrictions reduce risk of collision-related mortality for North Atlantic right whales. *Ecosphere*, 4(4), pp.1-16.
- COSEPAC. 2009. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'épaulard *Orcinus orca*, population résidente du sud, population résidente du nord, population migratrice de la côte Ouest, population océanique et populations de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique, au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. ix + 70 p.
- Cullon, D.L., Yunker, M.B., Alleyne, C., Dangerfield, N.J., O'Neill, S., Whitticar, M.J. and Ross, P.S. 2009. Persistent organic pollutants in Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*): implications for resident killer whales of British Columbia and adjacent waters. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28(1), pp.148-161.
- Debier, C., Pomeroy, P. P., Dupont, C., Joiris, C., Comblin, V., Le Boulengé, E., Larondelle, Y., and Thomé, J.P. 2003a. Quantitative dynamics of PCB transfer from mother to pup during lactation in UK grey seals *Halichoerus grypus*. *Marine Ecology Progress Series*. 2003, 247, 237-248
- Debier, C., Pomeroy, P.P., Dupont, C., Joiris, C., Comblin, V., Le Boulengé, E., Larondelle, Y. and Thomé, J.P. 2003. Dynamics of PCB transfer from mother to pup during lactation in UK grey seals *Halichoerus grypus*: differences in PCB profile between compartments of transfer and changes during the lactation period. *Marine Ecology Progress Series*, 247, pp.249-256.
- Debier, C., Chalon, C., Le Bœuf, B.J., de Tillesse, T., Larondelle, Y. and Thomé, J.P. 2006. Mobilization of PCBs from blubber to blood in northern elephant seals (*Mirounga angustirostris*) during the post-weaning fast. *Aquatic Toxicology*, 80(2), pp.149-157.
- Desforges, J-P., Hall, A., McConnell, B., Rosing-Asvid, A., Barber, J.L., Brownlow, A., De Guise, S., Eulaers, I., Jepson, P.D., Letcher, R.J., Levin, M., Ross, P.S., Samarra, F., Vikingson, G., Sonne, C., and Dietz, R. 2018. Predicting global killer whale population collapse from PCB pollution. *Science*, 361(6409):1373-1376.
-

-
- Durban, J.W., Fearnbach, H., Barrett-Lennard, L.G., Perryman, W.L. and Leroi, D.J., 2015. Photogrammetry of killer whales using a small hexacopter launched at sea. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 3(3), pp.131-135.
- Environment Canada 2018. [PCBs in the environment](#). [Consulté le 21 Aug 2018]
- Erbe, C. 1997. Masking of beluga whale (*Delphinapterus leucas*) vocalizations by icebreaker noise. Ph.D. thesis, University of British Columbia, Earth and Ocean Sciences.
- 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(2), pp.394-418.
- Erbe, C., Reichmuth, C., Cunningham, K., Lucke, K., and Dooling, R. 2016. Communication masking in marine mammals: A review and research strategy. *Marine Pollution Bulletin* 103: 15-38.
- Erbe, C., Williams, R., Parsons, M., Parsons, S.K., Hendrawan, I.G., and Dewantama, I.M.I. 2018. Underwater noise from airplanes: An overlooked source of ocean noise. *Marine Pollution Bulletin* 137: 656-661.
- Fair, P.A. and Becker, P.R., 2000. Review of stress in marine mammals. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 7(4), pp.335-354.
- Federal Register. 2007. Protective regulations for killer whales in the northwest region under the endangered species act and marine mammal protection act. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration. 50 CFR part 216. Vol 72, No. 55. March 2007 proposed rules.
- Ferrara, G.A., T.M. Mongillo, and Barre, L.M. 2017. Reducing disturbance from vessels to Southern Resident killer whales: Assessing the effectiveness of the 2011 federal regulations in advancing recovery goals. NOAA Tech. Memo. NMFS-OPR-58, 76 p.
- Foote, A.D., R.W. Osborne, and Hoelzel, A.R. 2004. Whale-call response to masking boat noise. *Nature* 428: 910.
- Ford, J.K., Ellis, G.M. and Balcomb, K.C., 1994. Killer whales: the natural history and genealogy of *Orcinus orca* in British Columbia and Washington. UBC press.
- Ford, J.K., Ellis, G.M., Barrett-Lennard, L.G., Morton, A.B., Palm, R.S. and Balcomb III, K.C., 1998. Dietary specialization in two sympatric populations of killer whales (*Orcinus orca*) in coastal British Columbia and adjacent waters. *Canadian Journal of Zoology*, 76(8), pp.1456-1471.
- Ford, J.K.B., Ellis, G.M., and Balcomb, K.C. 2000. Killer whales: the natural history and genealogy of *Orcinus orca* in British Columbia and Washington State, second ed. UBC Press, Vancouver, British Columbia.
- Ford, J.K.B., Ellis, G., and Olesiuk, P.F. 2005. Linking prey and population dynamics: did food limitation cause recent declines of 'resident' killer whales (*Orcinus orca*) in British Columbia? DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/042. 27 p.
- Ford, J.K., 2006. An assessment of critical habitats of resident killer whales in waters off the Pacific coast of Canada. Fisheries and Oceans Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/072. iv + 38 p.
- Ford, J., and Ellis, G. 2006. Selective foraging by fish-eating killer whales *Orcinus orca* in British Columbia. *Marine Ecology Progress Series*, 316:185–99.
-

-
- Ford, J.K.B., G.M. Ellis, and J.W. Durban. 2007. An assessment of the potential for recovery of West Coast transient killer whales using coastal waters of British Columbia. Fisheries and Oceans Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2007/088. iv + 34.
- Ford, J. K. B., Wright, B. M., Ellis, G. M., and Candy, J. R. 2009. Chinook salmon predation by resident killer whales: Seasonal and regional selectivity, stock identity of prey, and consumption rates. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/101. 43 p.
- Ford, J. K., Ellis, G. M., Olesiuk, P. F., & Balcomb, K. C. 2010. Linking killer whale survival and prey abundance: food limitation in the oceans' apex predator? *Biology letters*, 6(1), 139-142.
- Ford, M.J., Hanson, M.B., Hempelmann, J.A., Ayres, K.L., Emmons, C.K., Schorr, G.S., Baird, R.W., Balcomb, K.C., Wasser, S.K., Parsons, K.M. and Balcomb-Bartok, K. 2011. Inferred paternity and male reproductive success in a killer whale (*Orcinus orca*) population. *Journal of Heredity*, 102(5), pp.537-553.
- Ford, M.J., Parsons, K.M., Ward, E.J., Hempelmann, J.A., Emmons, C.K., Bradley Hanson, M., Balcomb, K.C. and Park, L.K. 2018. Inbreeding in an endangered killer whale population. *Animal conservation*, 21(5), pp.423-432.
- Fraker, M.A. 2013. Killer Whale (*Orcinus orca*) Deaths in Prince William Sound, Alaska, 1985–1990. *Human and Ecological Risk Assessment*, 19: 28–52.
- Frid, A., and Dill, L. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology* 6(1): 11.
- Gaydos, J. K., and S. Raverty. 2010. Killer whale strandings: Alaska, British Columbia, California, Hawaii, and Washington 2005-2010. Draft Report 1 October 2010
- Giles, D.A. 2014. Southern Resident Killer Whales (*Orcinus orca*):The evolution of adaptive management practices for vessel-based killer whale watching in the Salish Sea, A novel non-invasive method to study southern resident killer whales (*Orcinus orca*) and vessel compliance with regulations, and The effect of vessels on group cohesion and behavior of southern resident killer whales (*Orcinus orca*). Ph.D. thesis. University of California, Davis.
- Government of Canada. 2012. Pathways of Effects National Guidelines. Fisheries and Oceans Canada. 32 pp.
- Hall, A. J., McConnell, B.J., Barker; R.J. 2001. Factors affecting first-year survival in grey seals and their implications for life history strategy. *Journal of Animal Ecology*. 2001, 70, 138-149.
- Hall, A. J., McConnell, B.J., Rowles, T.K., Aguilar, A., Borrell, A., Schwacke, L., Reijnders, P.J.H., and Wells, R.S. 2006. Individual-Based Model Framework to assess population consequences of polychlorinated biphenyl exposure in bottlenose dolphins – an individual based model approach. *Environmental Health Perspectives*. 114(Suppl. 1), 60–64 (2006).
- Hall, A.J., McConnell, B.J., Schwacke, L.H., Ylitalo, G.M., Williams, R., and Rowles, T.K. 2018. Predicting the effects of polychlorinated biphenyls on cetacean populations through impacts on immunity and calf survival. *Environmental Pollution* 233: 407-418.
- Hanson M, Baird R, Ford J, Hempelmann-Halos J, Van Doornik D, Candy J.R., Emmons, C.K., Schorr, G.S., Gisborne, B., Ayres, K.L., Wasser, S.K., Balcomb, K.C., Balcomb-Bartok, K, Sneva, J.G., and Ford, M.J. 2010. Species and stock identification of prey consumed by endangered southern resident killer whales in their summer range. *Endangered Species Research* 11(1):69–82.

-
- Hatch, L.T., Clark, C.W., Van Parijs, S.M., Frankel, A.S. and Ponirakis, D.W., 2012. Quantifying loss of acoustic communication space for right whales in and around a US National Marine Sanctuary. *Conservation Biology*, 26(6), pp.983-994.
- Healey, M.C. 2003. Life history of Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). IN: Groot, C., and Margolis, R.A. *Pacific Salmon Life Histories*. UBC Press: 576pp.
- Heindel, J.J., and Zoeller, R.T. 2006. Chapter 153 - Endocrine-Disrupting Chemicals and Human Disease, Editor(s): J. Larry Jameson, Leslie J De Groot, David M. de Kretser, Linda C. Giudice, Ashley B. Grossman, Shlomo Melmed, John T. Potts, Gordon C. Weir. IN: *Endocrinology: Adult and Pediatric (Seventh Edition)*, W.B. Saunders, 2016, pp 2640-2652.e3, ISBN 9780323189071.
- Hickie, B.E., Ross, P.S., Macdonald, R.W. and Ford, J.K., 2007. Killer whales (*Orcinus orca*) face protracted health risks associated with lifetime exposure to PCBs. *Environmental Science & Technology*, 41(18), pp.6613-6619.
- Holt, M.M., Noren, D.P., Veirs, V., Emmons, C.K., Veirs, S. 2008. Speaking up: Killer whales (*Orcinus orca*) increase their call amplitude in response to vessel noise. *Journal of the Acoustical Society of America* 125: EL27–EL32.
- Hoyt, E. 1990. *The whale called killer*. E. P. Dutton Publisher, New York, 291 p.
- Jepson, P.D., Deaville, R., Barber, J.L., Aguilar, À., Borrell, A., Murphy, S., Barry, J., Brownlow, A., Barnett, J., Berrow, S. and Cunningham, A.A. 2016. PCB pollution continues to impact populations of orcas and other dolphins in European waters. *Scientific reports*, 6, p.18573.
- Kastelein, R.A., Kershaw, J., Berghout, E. and Wiepkema, P.R., 2003. Food consumption and suckling in Killer whales. *International Zoo Yearbook*, 38(1), pp.204-218.
- Ketten, D.R., J. Lien, and S. Todd. 1993. Blast injury in humpback whales: evidence and implications. *Journal of the Acoustical Society of America* 94: 1849-1850.
- Krahn, M.M., Wade, P.R., Kalinowski, S.T., Dahlheim, M.E., Taylor, B.L., Hanson, M.B., Ylitalo, G.M., Angliss, R.P., Stein, J.E. and Waples, R.S. 2002. Status review of southern resident killer whales (*Orcinus orca*) under the Endangered Species Act.
- Krahn, M.M., Herman, D.P., Ylitalo, G.M., Sloan, C.A., Burrows, D.G., Hobbs, R.C., Mahoney, B.A., Yanagida, G.K., Calambokidis, J. and Moore, S.E., 2004. Stratification of lipids, fatty acids and organochlorine contaminants in blubber of white whales and killer whales. *Journal of Cetacean Research and Management*, 6(2), pp.175-189.
- Krahn, M.M., Hanson, M.B., Baird, R.W., Boyer, R.H., Burrows, D.G., Emmons, C.K., Ford, J.K.B., Jones, L.L., Noren, D.P., Ross, P.S., Schorr, G.S., and Collier, T.K. 2007. Persistent organic pollutants and stable isotopes in biopsy samples (2004/2006) from Southern Resident killer whales. *Marine Pollution Bulletin* 54: 1903-1911.
- Krahn, M.M., Hanson, M.B., Schorr, G.S., Emmons, C.K., Burrows, D.G., Bolton, J.L., Baird, R.W. and Ylitalo, G.M., 2009. Effects of age, sex and reproductive status on persistent organic pollutant concentrations in “Southern Resident” killer whales. *Marine Pollution Bulletin*, 58(10), pp.1522-1529.
- Kriete, B. 1995. *Bioenergetics in the killer whale, Orcinus orca*. Ph.D. Thesis, University of British Columbia, Vancouver, British Columbia.
- Kriete, B. 2002. Bioenergetic changes from 1986 to 2002 in southern resident killer whales (*Orcinus orca*). Page 88 in *Fourth international orca symposium and workshops*, September 23-28, 2002, CEBC-CNRS, France.
-

-
- Kruse, S. 1991. The interactions between killer whales and boats in Johnstone Strait, B.C. Pages 149-159 in K. Pryor and K.S. Norris, editors. Dolphin societies: discoveries and puzzles. University of California Press, Berkeley, California.
- Kuningas, S., Kvadsheim, P.H., Lam, F.P.A. and Miller, P.J. 2013. Killer whale presence in relation to naval sonar activity and prey abundance in northern Norway. ICES Journal of Marine Science, 70(7), pp.1287-1293.
- Lachmuth, C.L., Alava, J.J., Hickie, B.E., Johannessen, S.C., Macdonald, R.W., Ford, J.K.B., Ellis, G.M., Gobas, F., Ross, P.S. 2010. Ocean disposal in resident killer whale (*Orcinus orca*) critical habitat: science in support of risk management. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/116. 172 p.
- Lacy, R.C., and Pollak, J.P. 2014. VORTEX: A stochastic simulation of the extinction process. Version 10.2.6 Chicago Zoological Society, Brookfield, Illinois, USA.
- Lacy, R.C., Williams, R., Ashe, E., Balcomb III, K.C., Brent, L.J.N., Clark, C.W., Croft, D.P., Giles, D.A., MacDuffee, M., and Paquet, P.C. 2017. Evaluating anthropogenic threats to endangered killer whales to inform effective recovery plans. Scientific Reports 7(1):14119
- Law, A.M., Kelton, W.D., and Kelton, W.D. 1991. Simulation modeling and analysis. New York: McGraw-Hill.
- Lawson, J. W., and Lesage, V. 2012. A draft framework to quantify and cumulate risks of impacts from large development projects for marine mammal populations: A case study using shipping associated with the Mary River Iron mine project. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/154. 22 p.
- Louis, C. Covaci, A. Crocker, D. E. and Debier, C. 2016. Lipophilicity of PCBs and fatty acids determines their mobilisation from blubber of weaned northern elephant seal pups. Science of the Total Environment. 541: 599-602.
- Lundin, J.I., Ylitalo, G.M., Booth, R.K., Anulacion, B., Hempelmann, J.A., Parsons, K.M., Giles, D.A., Seely, E.A., Bradley Hanson, M., Emmons, C.K., and Wasser, S.K. 2016. Modulation in Persistent Organic Pollutant Concentration and Profile by Prey Availability and Reproductive Status in Southern Resident Killer Whale Scat Samples. Environmental Science & Technology 50 (12), 6506-6516.
- Lusseau, D. and Bejder, L. 2007. The long-term consequences of short-term responses to disturbance experiences from whale watching impact assessment. International Journal of Comparative Psychology, 20(2).
- Lusseau, D., Bain, D.E., Williams, R., and Smith, J.C. 2009. Vessel traffic disrupts the foraging behavior of southern resident killer whales *Orcinus orca*. Endangered Species Research 6:211-221.
- Luster, M.I., Portier, C., Pait, D.G., Rosenthal, G.J., Germolec, D.R., Corsini, E., Blaylock, B.L., Pollock, P.A.M., Kouchi, Y., Craig, W. and White, K.L. 1993. Risk assessment in immunotoxicology: II. Relationships between immune and host resistance tests. Toxicological Sciences, 21(1), pp.71-82.
- Mallick, M.J., Cox, S.P. 2016. Regional-scale declines in productivity of pink and chum salmon stocks in Western North America. PLoS ONE 11(1): e0146009.

-
- Manlik, O., McDonald, J.A., Mann, J., Raudino, H.C., Bejder, L., Krützen, M., Connor, R.C., Heithaus, M.R., Lacy, R.C., and Sherwin, W.B. 2016. The relative importance of reproduction and survival for the conservation of two dolphin populations. *Ecology and Evolution*, 6: 3496–3512.
- Matkin, C. O., Ellis, G. M., Saulitis, E.L., Barrett-Lennard, L., and Matkin, D.R. 1999. Killer whales of southern Alaska. North Gulf Oceanic Society, Homer, AK.
- Matkin, C.O., Saulitis, E.L., Ellis, G.M., Olesiuk, P. and Rice, S.D., 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, pp.269-281.
- Matkin, C.O., Ward Testa, J., Ellis, G.M. and Saulitis, E.L. 2014. Life history and population dynamics of southern Alaska resident killer whales (*Orcinus orca*). *Marine Mammal Science*, 30: 460–479.
- Matkin, C. O, Moore M.J., and Gulland, F.M.D. 2017. Review of Recent Research on Southern Resident Killer Whales (SRKW) to Detect Evidence of Poor Body Condition in the Population. Independent Science Panel Report to the SeaDoc Society. 3 pp. + Appendices.
- Mongillo, T.M., Ylitalo, G.M., Rhodes, L.D., O'Neill, S.M., Noren, D.P. and Hanson, M.B., 2016. Exposure to a mixture of toxic chemicals: implications for the health of endangered southern resident killer whales. U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Memo. NMFS-NWFSC-135.
- Mouy, X., Bahoura, M. and Simard, Y., 2009. Automatic recognition of fin and blue whale calls for real-time monitoring in the St. Lawrence. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 126(6), pp.2918-2928.
- MPO. 2011. Programme de rétablissement des épaulards résidents (*Orcinus orca*) du nord et du sud au Canada. Série de Programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril, Pêches et Océans Canada, Ottawa, ix + 85 p.
- MPO. 2017a. Examen de l'efficacité des mesures de rétablissement concernant les épaulards résidents du sud. 71pp.
- MPO. 2017b. Plan d'action pour les épaulards (*Orcinus orca*) résidents du nord et du sud au Canada. Série des plans d'action de la Loi sur les espèces en péril. Pêches et Océans Canada, Ottawa, v + 39 p.
- MPO. 2017c. Proceedings of the National Peer Review of a Risk-Based Framework for assessing Cumulative Impacts of Marine Development Projects (MDPs) on Marine Mammals and Turtles; March 3-5, 2015. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2017/026.
- MPO. 2018a. Épaulard (*Orcinus orca*), nord et du sud des eaux du Pacifique : programme de rétablissement modifié 2018 (proposition) Loi sur les espèces en péril Série des programmes de rétablissement, Ottawa, x + 84 pp.
- Noren, D.P., Johnson, A.H., Rehder, D. and Larson, A., 2009. Close approaches by vessels elicit surface active behaviors by southern resident killer whales. *Endangered Species Research*, 8(3), pp.179-192.
- Nowacek, D.P., Thorne, L.H., Johnston, D.W. and Tyack, P.L., 2007. Responses of cetaceans to anthropogenic noise. *Mammal Review*, 37(2), pp.81-115.
- National Research Council. 2003. *Ocean Noise and Marine Mammals*. Washington, DC: The National Academies Press.
-

-
- National Research Council. 2005. Marine mammal populations and ocean noise, determining when noise causes biologically significant effects. Committee on characterising biologically significant marine mammal behaviour. National Research Council. ISBN: 0-309-54667-2, 142 pages, 6x9.
- National Marine Fisheries Service. 2008. Recovery Plan for Southern Resident Killer Whales (*Orcinus orca*). National Marine Fisheries Service, Northwest Region, Seattle, Washington.
- O, M., Martone, R., Hannah, L., Greig, L., Boutillier, J. and Patton, S. 2015. An Ecological Risk Assessment Framework (ERAF) for Ecosystem-based Oceans Management in the Pacific Region. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/072. vii + 59 p.
- Ohlberger, J., Scheuerell, M.D. and Schindler, D.E. 2016. Population coherence and environmental impacts across spatial scales: a case study of Chinook salmon. *Ecosphere*, 7(4), p.e01333.
- Olesiuk, P.F., Bigg, M.A., and G. M. and Ellis, G.W. 1990. Life history and population dynamics of resident killer whales (*Orcinus orca*) in the coastal waters of British Columbia and Washington state. Reports of the International Whaling Commission. 12:209-243.
- Olesiuk, P.F., Ellis, G.M. and Ford, J.K., 2005. Life history and population dynamics of northern resident killer whales (*Orcinus orca*) in British Columbia (pp. 1-75). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/045. 75 p.
- O'Grady, J.J., Brook, B.W., Reed, D.H., Ballou, J.D., Tonkyn, D.W., and Frankham, R. 2009. Realistic levels of inbreeding depression strongly affect extinction risk in wild populations. *Biological Conservation*. 133: 42-51.
- O'Neill, S. M., and West, J.E. 2009. Marine distribution, life history traits, and the accumulation of polychlorinated biphenyls in Chinook salmon from Puget Sound, Washington. *Transactions of the American Fisheries Society*. 138:616–632.
- Osborne, R.W. 1991. Trends in killer whale movements, vessel traffic, and whale watching in Haro Strait. Pages 672-688 in Puget Sound Research '91 Proceedings. Puget Sound Water Quality Authority, Olympia, Washington.
- Pirotta, E., Merchant, N.D., Thompson, P.M., Barton, T.R. and Lusseau, D. 2015. Quantifying the effect of boat disturbance on bottlenose dolphin foraging activity. *Biological Conservation*, 181, pp.82-89.
- Ralls, K., Ballou, J.D., and Templeton, A. 1988. Estimates of lethal equivalents and the cost of inbreeding in mammals. *Conservation Biology*, 2:185–193.
- Randall, R.G. 2003. Fish productivity and habitat productive capacity: definitions, indices, units of field measurement, and a need for standardized terminology. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2003/061. 14 p.
- Raverty, S.A., Gaydos, J.K. and St Leger, J.A. 2004. Killer whale necropsy and disease testing protocol. 82pp. Accessed December, 6, 2018.
- Rensel, J.E.J., Haigh, N., Tynan, T.J. 2010. Fraser River sockeye salmon marine survival decline and harmful blooms of *Heterosigma akashiwo*. *Harmful Algae*, 10: 98-115.
- Richardson, W.J., C.R. Greene, Jr., C.I. Malme, and Thomson, D.H. 1995. Marine mammals and noise. Academic Press, San Diego, California.

-
- Riddell, B., Bradford, M., Carmichael, R., Hankin, D., Peterman, R., and Wertheimer, A. 2013. Assessment of Status and Factors for Decline of Southern BC Chinook Salmon: Independent Panel's Report. Prepared with the assistance of D.R. Marmorek and A.W. Hall, ESSA Technologies Ltd., Vancouver, B.C. for Fisheries and Oceans Canada (Vancouver, BC) and Fraser River Aboriginal Fisheries Secretariat (Merritt, BC). xxix + 165 pp. + Appendices.
- Robinson, K.J., Hall, A.J., Debier, C., Eppe, G., Thomé, J.P. and Bennett, K.A. 2018. Persistent Organic Pollutant Burden, Experimental POP Exposure, and Tissue Properties Affect Metabolic Profiles of Blubber from Gray Seal Pups. *Environmental Science & Technology*, 52(22), pp.13523-13534.
- Ross, P.S., Ellis, G.E., Ikonomou, M.G., Barrett-Lennard, L.G., and Addison, R.F. 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.
- Ross, P.S., Jeffries, S.J., Yunker, M.B., Addison, R.F., Ikonomou, M.G. and Calambokidis, J.C. 2004. Harbor seals (*Phoca vitulina*) in British Columbia, Canada, and Washington State, USA, reveal a combination of local and global polychlorinated biphenyl, dioxin, and furan signals. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 23(1), pp.157-165.
- 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* 224:63(1)224-234pp.
- Sansom, A., Lind, J., and Cresswell, W. 2009. Individual behavior and survival: the roles of predator avoidance, foraging success, and vigilance. *Behavioral Ecology*, Volume 20, Issue 6, 1 November 2009, Pages 1168–1174.
- Seely, E., Osborne, R.W., Koski, K. and Larson, S. 2017. Soundwatch: Eighteen years of monitoring whale watch vessel activities in the Salish Sea. *PloS one*, 12(12), p.e0189764.
- Shore, V. 1998. Southern Residents go a 'bridge too far'. *Blackfish Sounder* (Vancouver Aquarium) 6:3.
- Starr, M., Lair, S., Michaud, S., Scarratt, M., Quilliam, M., Lefaivre, D., Robert, M., Wotherspoon, A., Michaud, R., Ménard, N. and Sauv e, G. 2017. Multispecies mass mortality of marine fauna linked to a toxic dinoflagellate bloom. *PloS one*, 12(5), p.e0176299.
- Stevens, A. 2010. Dynamics of Predation. *Nature Education Knowledge* 3(10):46
- Stone, A. 2016. Polychlorinated Biphenyls in Consumer Products. Washington State Department of Ecology Report. 61pp.
- Stredulinsky, E. 2016. Determinants of group splitting: an examination of environmental, demographic, genealogical and state-dependent factors of matrilineal fission in a threatened population of fish-eating killer whales (*Orcinus orca*). M.Sc. Thesis. University of Victoria. 117pp.
- Sullivan, P.J., Clark, J.J.J., Agardy, F.J., and Rosenfeld, P.F. 2007. 9 – Toxicity and synthetic chemical mixtures. Editor(s): Patrick J. Sullivan, James J.J. Clark, Franklin J. Agardy, Paul F. Rosenfeld, In: *Toxic Legacy*, Academic Press: pp 177-215, ISBN 9780123706409.
- Taylor, M.F.J. and Plater, B. 2001. Population viability analysis for the southern resident population of the killer whale (*Orcinus orca*). Center for Biological Diversity Electronic Resource.

-
- Tervo, O.M., Christoffersen, M.F., Parks, S.E., Møbjerg Kristensen, R. and Teglberg Madsen, P., 2011. Evidence for simultaneous sound production in the bowhead whale (*Balaena mysticetus*). The Journal of the Acoustical Society of America, 130(4), pp.2257-2262.
- Tierney, L. 2010. [Brief Summary of Laws Concerning Orcas in Captivity](#). Michigan State University College of Law, Animal Legal & Historical Center. [Consulté le 21 Aug 2018]
- Todd, S., Stevick, P., Lien, J., Marques, F. and Ketten, D. 1996. Behavioural effects of exposure to underwater explosions in humpback whales (*Megaptera novaengliae*). Canadian Journal of Zoology 74: 1661-1672.
- Tollit, D., Joy, R., Wood, and July, J. 2017. Estimating the effects of noise from commercial vessels and whale watch boats on Southern Resident Killer Whales. Report prepared for the ECHO Program of Vancouver Fraser Port Authority. SMRU Consulting North America. 55 pp.
- Tyne, J. 2015. A scientific foundation for informed management decisions: Quantifying the abundance, important habitat and cumulative exposure of the Hawaii Island spinner dolphin (*Stenella longirostris*) stock to human activities (Doctoral dissertation, Murdoch University).
- US EPA (Environmental Protection Agency). 2017. Technical Fact Sheet – Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) November 2017. Office of Land and Emergency (5106P). EPA 505-F-17-015.
- Van Bresseem, M.F., Van Waerebeek, K. and Raga, J.A. 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(1), pp.53-65.
- Vélez-Espino L.A., Ford, J.K.B., Ward, E., Parken, C.K., LaVoy, L., Balcomb K., Hanson, M.B., Noren, D.P., Ellis, G., Cooney, T., and Sharma, R. 2013. [Sensitivity of resident Killer Whale population dynamics to Chinook salmon abundance](#). Completion Report. Pacific Salmon Commission, Southern Boundary Restoration and Enhancement Fund, Vancouver BC. [Consulté le 21 Aug 2018]
- Vélez-Espino, L.A., Ford, J.K.B., Araujo, H.A., Ellis, G., Parken, C.K., and Balcomb, K.C. 2014a. Comparative demography and viability of northeastern Pacific resident killer whale populations at risk. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3084: v + 58 p.
- Vélez-Espino, L.A., Ford, J.K., Araujo, H.A., Ellis, G., Parken, C.K. and Sharma, R. 2014b. Relative importance of Chinook salmon abundance on resident killer whale population growth and viability. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 25(6), pp.756-780.
- Ward, E.J., Holmes, E.E., and Balcomb, K.C. 2009. Quantifying the effects of prey abundance on killer whale reproduction. Journal of Applied Ecology, 46(3), pp.632-640
- Watkins, W.A., Tyack, P., Moore, K.E. and Bird, J.E. 1987. The 20-Hz signals of finback whales (*Balaenoptera physalus*). The Journal of the Acoustical Society of America, 82(6), pp.1901-1912.
- Weilgart, L.S. 2007. A brief review of known effects of noise on marine mammals. International Journal of Comparative Psychology, 20(2).
- Wiles, G.J. 2004. Washington State status report for the killer whale (p. 106). Washington Department of Fish and Wildlife.
- Wiles, G.J. 2016. Periodic status review for the killer whale in Washington. Washington Department of Fish and Wildlife, Wildlife Program.
-

-
- Williams, R., A.W. Trites, and Bain, D.E. 2002a. 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, R., Bain, D.E., Ford, J.K.B., and Trites, A.W. 2002b. Behavioural responses of male killer whales to a “leapfrogging” vessel. *Journal of Cetacean Research and Management* 43(3): 305-310.
- Williams, R., Bain, D.E., Smith, J.C. and Lusseau, D. 2009. Effects of vessels on behaviour patterns of individual southern resident killer whales *Orcinus orca*. *Endangered Species Research*, 6(3), pp.199-209.
- Williams, R., Lusseau, D. and Hammond, P.S. 2006. Estimating relative energetic costs of human disturbance to killer whales (*Orcinus orca*). *Biological Conservation*, 133(3), pp.301-311.
- Williams, R. and O’Hara, P. 2010. Modelling ship strike risk to fin, humpback and killer whales in British Columbia, Canada. *Journal of Cetacean Research and Management*, 11(1), pp.1-8.
- Williams, R., Erbe, C., Ashe, E., Beerman, A. and Smith, J. 2014. Severity of killer whale behavioral responses to ship noise: a dose–response study. *Marine Pollution Bulletin*, 79(1), pp.254-260.
- Williams, R., Lacy, R.C., Ashe, E., Hall, A., Lehoux, C., Lesage, V., McQuinn, I. and Pourde, S. 2017. Predicting Responses of St. Lawrence Beluga to Environmental Change and Anthropogenic Threats to Orient Effective Management Actions. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2017/027 v + 44p.
- Witting, L. 2018. Saving killer whale populations from a global collapse: rebuttal against Desforges et al. (2018). *bioRxiv*, p.474320.

ANNEXE I : ABONDANCE EN MER MODÉLISÉE ET VALEURS DE L'INDICE DU SAUMON QUINNAT

Tableau 1 de l'annexe - Valeurs modélisées de l'abondance en mer du saumon quinnat pour cinq indices du stock et leurs valeurs d'indice correspondantes (1979-2017) avec les statistiques sommaires (moyenne, écart-type, valeurs minimale et maximale).

Année	Abondance en mer modélisée du saumon quinnat					Indice du saumon quinnat			
	Total	Total (sans le stock du sud-est de l'Alaska)	FP + BP + BHC	COIV + FT + CO	COIV	Total de l'indice pour l'ensemble de la côte (sans le stock du sud-est de l'Alaska)	Indice de l'épaulard résident du nord (FP + BP + BHC)	Indice de l'épaulard résident du sud (COIV + FT + CO)	Indice de la COIV
1979	1 336 622	1 328 288	259 998	439 869	60 945	1,199	0,996	1,179	0,536
1980	1 203 711	1 194 004	223 034	418 398	101 538	1,080	0,854	1,121	0,892
1981	1 169 582	1 158 360	189 635	440 400	95 855	1,049	0,726	1,180	0,842
1982	1 232 148	1 221 029	180 362	508 465	171 707	1,106	0,691	1,363	1,509
1983	1 188 448	1 174 663	211 145	544 413	182 846	1,066	0,809	1,459	1,607
1984	1 323 238	1 307 815	278 484	590 565	151 996	1,187	1,067	1,583	1,336
1985	1 215 562	1 199 250	289 653	502 120	88 084	1,091	1,110	1,346	0,774
1986	1 278 693	1 260 447	335 530	442 340	66 658	1,147	1,285	1,185	0,586
1987	1 553 371	1 534 810	381 238	382 529	60 717	1,394	1,460	1,025	0,534
1988	1 483 370	1 468 110	376 360	385 109	109 780	1,331	1,442	1,032	0,965
1989	1 300 421	1 290 017	307 754	455 769	140 389	1,167	1,179	1,221	1,234

Année	Abondance en mer modélisée du saumon quinnat					Indice du saumon quinnat			
	Total	Total (sans le stock du sud-est de l'Alaska)	FP + BP + BHC	COIV + FT + CO	COIV	Total de l'indice pour l'ensemble de la côte (sans le stock du sud-est de l'Alaska)	Indice de l'épaulard résident du nord (FP + BP + BHC)	Indice de l'épaulard résident du sud (COIV + FT + CO)	Indice de la COIV
1990	1 249 674	1 241 650	263 908	546 608	213 518	1,121	1,011	1,465	1,877
1991	1 193 851	1 185 273	174 244	575 046	269 064	1,071	0,667	1,541	2,365
1992	1 169 643	1 160 515	152 430	601 057	270 790	1,050	0,584	1,611	2,380
1993	1 059 739	1 049 669	182 438	535 455	245 199	0,951	0,699	1,435	2,155
1994	862 123	853 603	187 404	377 408	167 428	0,774	0,718	1,011	1,472
1995	677 078	669 434	160 574	223 197	71 120	0,608	0,615	0,598	0,625
1996	732 393	724 537	178 309	229 071	47 080	0,657	0,683	0,614	0,414
1997	870 410	862 521	195 083	367 002	105 969	0,781	0,747	0,984	0,931
1998	820 971	812 464	171 553	372 964	129 090	0,737	0,657	0,999	1,135
1999	764 740	754 682	211 522	244 700	61 718	0,686	0,810	0,656	0,542
2000	737 322	725 553	195 232	212 933	25 496	0,662	0,748	0,571	0,224
2001	1 072 818	1 060 708	242 166	294 405	46 236	0,963	0,928	0,789	0,406
2002	1 559 654	1 549 335	314 406	477 966	116 719	1,399	1,204	1,281	1,026
2003	1 610 659	1 601 251	359 540	530 834	153 526	1,445	1,377	1,423	1,349

Année	Abondance en mer modélisée du saumon quinnat					Indice du saumon quinnat			
	Total	Total (sans le stock du sud-est de l'Alaska)	FP + BP + BHC	COIV + FT + CO	COIV	Total de l'indice pour l'ensemble de la côte (sans le stock du sud-est de l'Alaska)	Indice de l'épaulard résident du nord (FP + BP + BHC)	Indice de l'épaulard résident du sud (COIV + FT + CO)	Indice de la COIV
2004	1 434 584	1 424 749	310 027	451 426	150 160	1,287	1,188	1,210	1,320
2005	1 176 463	1 165 783	310 805	333 769	111 600	1,056	1,191	0,894	0,981
2006	961 736	949 908	262 978	295 609	112 908	0,863	1,007	0,792	0,992
2007	746 441	734 905	205 288	227 601	100 940	0,670	0,786	0,610	0,887
2008	745 175	738 184	199 959	174 200	55 353	0,669	0,766	0,467	0,487
2009	768 658	761 879	228 120	174 788	44 701	0,690	0,874	0,468	0,393
2010	1 029 980	1 022 934	245 614	293 418	65 508	0,924	0,941	0,786	0,576
2011	1 053 968	1 048 424	279 302	304 161	104 360	0,946	1,070	0,815	0,917
2012	901 835	897 959	243 656	214 059	70 964	0,809	0,933	0,574	0,624
2013	1 210 298	1 205 330	395 354	278 833	69 049	1,086	1,514	0,747	0,607
2014	1 484 397	1 479 438	474 485	330 696	90 298	1,332	1,818	0,886	0,794
2015	1 324 091	1 319 306	392 910	267 736	82 484	1,188	1,505	0,718	0,725
2016	1 033 825	1 030 649	342 221	259 093	113 298	0,928	1,311	0,694	0,996
2017	925 453	923 050	268 321	248 889	112 249	0,830	1,028	0,667	0,987

Année	Abondance en mer modélisée du saumon quinnat					Indice du saumon quinnat			
	Total	Total (sans le stock du sud-est de l'Alaska)	FP + BP + BHC	COIV + FT + CO	COIV	Total de l'indice pour l'ensemble de la côte (sans le stock du sud-est de l'Alaska)	Indice de l'épaulard résident du nord (FP + BP + BHC)	Indice de l'épaulard résident du sud (COIV + FT + CO)	Indice de la COIV
Moyenne	1 114 440	1 104 884	261 052	373 151	113 778	1,000	1,000	1,000	1,000
Écart-type	262 628	261 397	78 367	126 860	60 441	0,236	0,300	0,340	0,531
Valeur minimale	677 078	669 434	152 430	174 200	25 496	0,608	0,584	0,467	0,224
Valeur maximale	1 610 659	1 601 251	474 485	601 057	270 790	1,445	1,818	1,611	2,380

ANNEXE II : CONCENTRATIONS MESURÉES DE BPC CHEZ L'ÉPAULARD RÉSIDENT DU NORD ET DU SUD

Tableau 2 de l'annexe - Résumé des concentrations totales de biphényles polychlorés (Σ BPC) mesurées dans la graisse des épaulards résidents du nord de 1993 à 2015 (adapté de Guy 2018, inédit⁶ - Annexe E, tableau E.1). Source des données sur les BPC : Ross et al. 2013, inédit⁹

Source	ID de l'animal	Sexe	Âge	Année	Nombre de congénères analysés	Lipides (%)	Σ BPC (mg·kg ⁻¹ pl)	Σ BPC mg/kg
Ross et al. 2013, inédit	A56	F	3	1993	205	64,3	9,80E+00	9,80
Ross et al. 2013, inédit	A54	F	4	1993	205	64,3	9,96E+00	9,96
Ross et al. 2013, inédit	A52	F	6	1993	205	64,3	3,39E+01	33,90
Ross et al. 2013, inédit	A48	F	10	1993	205	64,3	1,07E+01	10,70
Ross et al. 2013, inédit	A43	F	12	1993	205	64,3	7,41E+00	7,41
Ross et al. 2013, inédit	A35	F	19	1993	205	64,3	1,68E+00	1,68
Ross et al. 2013, inédit	A24	F	26	1993	205	64,3	4,79E-01	0,48
Ross et al. 2013, inédit	A11	F	35	1993	205	64,3	1,04E+00	1,04
Ross et al. 2013, inédit	A23	F	46	1993	205	64,3	2,58E+00	2,58
Ross et al. 2013, inédit	A9	F	53	1993	205	64,3	2,40E+01	24,00
Ross et al. 2013, inédit	A60	M	1	1993	205	64,3	1,31E+01	13,10
Ross et al. 2013, inédit	A59	M	1	1993	205	64,3	1,08E+01	10,80
Ross et al. 2013, inédit	A13	M	15	1993	205	64,3	2,12E+01	21,20
Ross et al. 2013, inédit	A27	M	22	1993	205	64,3	2,42E+00	2,42
Ross et al. 2013, inédit	A6	M	29	1993	205	64,3	1,79E+01	17,90
Ross et al. 2013, inédit	B2	M	41	1993	205	64,3	2,69E+01	26,90
Ross et al. 2013, inédit	B1	M	42	1993	205	64,3	6,90E+00	6,90

Source	ID de l'animal	Sexe	Âge	Année	Nombre de congénères analysés	Lipides (%)	ΣBPC (mg·kg ⁻¹ pl)	ΣBPC mg/kg
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	A57	F	5	1996	205	64,3	1,09E+02	109,00
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	A42	F	16	1996	205	64,3	1,54E+01	15,40
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	C10	F	25	1996	205	64,3	6,90E+00	6,90
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	I2	F	57	1996	205	64,3	9,45E+00	9,45
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	C5	F	71	1996	205	64,3	2,55E+01	25,50
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	B13	M	9	1996	205	64,3	2,79E+01	27,90
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	B12	M	12	1996	205	64,3	2,00E+01	20,00
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	H4	M	22	1996	205	64,3	2,20E+01	22,00
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	A5	M	39	1996	205	64,3	3,82E+01	38,20
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	I5	M	42	1996	205	64,3	3,77E+01	37,70
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	R6	M	42	1996	205	64,3	4,96E+01	49,60
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	A70	F	1	2000	205	64,3	4,12E+00	4,12
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	I80	F	3	2000	205	64,3	1,94E+01	19,40
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	A69	F	4	2000	205	64,3	1,06E+01	10,60
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	G51	F	8	2000	205	64,3	1,57E+01	15,70
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	I63	F	10	2000	205	64,3	1,79E+01	17,90
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	I51	F	14	2000	205	64,3	7,85E+00	7,85
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	I15	F	48	2000	205	64,3	1,86E+00	1,86
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	I85	M	2	2000	205	64,3	5,75E+00	5,75
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	C20	M	7	2000	205	64,3	5,46E+00	5,46

Source	ID de l'animal	Sexe	Âge	Année	Nombre de congénères analysés	Lipides (%)	ΣBPC (mg·kg ⁻¹ pl)	ΣBPC mg/kg
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	C17	M	11	2000	205	64,3	6,89E+00	6,89
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	D13	F	18	2002	205	64,3	3,48E+00	3,48
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	D12	F	20	2002	205	64,3	1,51E+00	1,51
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	I50	F	20	2002	205	64,3	3,76E+00	3,76
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	I21	F	23	2002	205	64,3	2,45E+00	2,45
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	C18	M	11	2002	205	64,3	6,28E+00	6,28
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	I52	M	16	2002	205	64,3	8,24E+00	8,24
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	A62	F	10	2003	205	64,3	3,54E+00	3,54
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	I68	F	11	2003	205	64,3	7,57E+00	7,57
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	D9	F	31	2003	205	64,3	6,37E+00	6,37
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	A74	M	3	2003	205	64,3	6,83E+00	6,83
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	A60	M	11	2003	205	64,3	1,53E+01	15,30
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	I67	M	12	2003	205	64,3	2,37E+01	23,70
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	A55	M	13	2003	205	64,3	2,60E+00	2,60
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	R28	M	15	2003	205	64,3	3,48E+00	3,48
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	I42	M	20	2003	205	64,3	7,15E+00	7,15
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	A33	M	32	2003	205	64,3	1,12E+01	11,20
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	C16	F	15	2004	205	64,3	6,65E+00	6,65
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	A71	M	5	2004	205	64,3	3,27E+00	3,27
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	I110	*	2	2007	205	64,3	5,14E+00	5,14

Source	ID de l'animal	Sexe	Âge	Année	Nombre de congénères analysés	Lipides (%)	ΣBPC (mg·kg ⁻¹ pl)	ΣBPC mg/kg
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	I80	F	10	2007	205	64,3	2,50E+01	25,00
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	B14	F	16	2007	205	64,3	1,37E+00	1,37
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	I35	F	33	2007	205	64,3	1,21E+00	1,21
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	R43	M	5	2007	205	64,3	1,16E+01	11,60
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	A71	M	8	2007	205	64,3	8,18E+00	8,18
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	C22	M	10	2007	205	64,3	8,52E+00	8,52
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	R31	M	10	2007	205	64,3	2,12E+01	21,20
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	A61	M	13	2007	205	64,3	9,78E+00	9,78
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	R30	M	13	2007	205	64,3	6,59E+00	6,59
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	I64	M	17	2007	205	64,3	4,47E+00	4,47
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	I46	M	22	2007	205	64,3	7,22E-01	0,72
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	A86	*	2	2008	205	64,3	5,97E+00	5,97
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	A84	*	3	2008	205	64,3	9,30E+00	9,30
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	I110	*	3	2008	205	64,3	1,07E+01	10,70
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	A84	*	3	2008	205	64,3	9,99E+00	9,99
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	A78	*	5	2008	205	64,3	2,78E+00	2,78
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	A72	F	7	2008	205	64,3	1,45E+01	14,50
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	A75	F	7	2008	205	64,3	1,29E+01	12,90
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	C24	F	8	2008	205	64,3	6,14E+01	61,40
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	A67	F	12	2008	205	64,3	5,33E+00	5,33

Source	ID de l'animal	Sexe	Âge	Année	Nombre de congénères analysés	Lipides (%)	ΣBPC (mg·kg ⁻¹ pl)	ΣBPC mg/kg
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	A54	F	19	2008	205	64,3	1,77E+00	1,77
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	A51	F	22	2008	205	64,3	1,11E+01	11,10
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	R43	M	6	2008	205	64,3	1,33E+01	13,30
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	I78	M	11	2008	205	64,3	8,52E+00	8,52
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	R30	M	14	2008	205	64,3	1,02E+01	10,20
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	R28	M	16	2008	205	64,3	9,11E+00	9,11
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	I67	M	17	2008	205	64,3	9,38E+00	9,38
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	I64	M	18	2008	205	64,3	6,81E+00	6,81
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	I62	M	20	2008	205	64,3	8,36E+00	8,36
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	I46	M	23	2008	205	64,3	1,53E+01	15,30
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	I42	M	25	2008	205	64,3	1,46E+01	14,60
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	A39	M	33	2008	205	64,3	7,68E+00	7,68
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	A79	*	4	2009	205	64,3	1,21E+01	12,10
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	R44	*	5	2009	205	64,3	1,34E+01	13,40
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	R39	F	8	2009	205	64,3	7,88E+00	7,88
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	R35	F	11	2009	205	64,3	1,33E+01	13,30
Ross <i>et al.</i> 2013, inédit	R29	F	15	2009	205	64,3	9,00E+00	9,00

Tableau 3 de l'annexe - Résumé des concentrations totales de biphényles polychlorés (Σ BPC) mesurées dans la graisse des épaulards résidents du sud de 1993 à 2015 (adapté de Guy 2018, inédit⁶ - Annexe E, tableau E1). Source des données sur les BPC : Krahn et al. 2007, 2009; Ross et al. 2013, inédit⁶; Guy 2018, inédit⁶.

Source	ID de l'animal	Sexe	Âge	Année	Nombre de congénères analysés	Lipides (%)	Σ BPC (mg·kg ⁻¹ pl)	Σ BPC converties (mg/kg)
Ross et al. 2013, inédit	J6	M	37	1993	205	64,3	5,93E+00	5,93
Ross et al. 2013, inédit	J3	M	40	1993	205	64,3	1,62E+02	162,00
Ross et al. 2013, inédit	J20	F	16	1996	205	64,3	7,47E+01	74,70
Ross et al. 2013, inédit	J18	M	20	1996	205	64,3	6,32E+01	63,20
Ross et al. 2013, inédit	J11	F	41	1996	205	64,3	3,47E+01	34,70
Ross et al. 2013, inédit	J1	M	46	1996	205	64,3	1,92E+02	192,00
Ross et al. 2013, inédit	J18	M	23	2000	205	64,3	2,48E+02	248,00
Ross et al. 2013, inédit	L78	M	15	2004	205	64,3	8,53E+00	8,53
Krahn et al. 2007	L78	M	15	2004	45	15,2	2,20E+01	22,00
Ross et al. 2013, inédit	L74	M	18	2004	205	64,3	2,22E+01	22,20
Ross et al. 2013, inédit	L71	M	18	2004	205	64,3	1,78E+01	17,80
Krahn et al. 2007	L71	M	18	2004	45	9,6	3,60E+01	36,00
Krahn et al. 2007	L74	M	18	2004	45	18	4,50E+01	45,00
Krahn et al. 2007	J39	M	3	2006	45	40,9	3,40E+01	34,00
Krahn et al. 2007	J27	M	15	2006	45	30,4	7,40E+01	74,00
Krahn et al. 2007	L85	M	15	2006	45	24,8	5,00E+01	50,00
Krahn et al. 2007	J19	F	27	2006	45	29,4	4,50E+01	45,00
Krahn et al. 2007	L57	M	29	2006	45	19,4	5,60E+01	56,00
Krahn et al. 2007	J1	M	55	2006	45	21,9	1,80E+02	180,00
Krahn et al. 2009	J38	M	4	2007	45	20,9	4,10E+01	41,00
Krahn et al. 2009	K34	M	6	2007	45	22,3	3,90E+01	39,00
Krahn et al. 2009	K36	F	4	2007	45	18,3	6,20E+01	62,00
Krahn et al. 2009	L87	M	15	2007	45	25,6	2,40E+01	24,00
Krahn et al. 2009	J22	F	22	2007	45	28,4	4,60E+00	4,60

Source	ID de l'animal	Sexe	Âge	Année	Nombre de congénères analysés	Lipides (%)	ΣBPC (mg·kg ⁻¹ pl)	ΣBPC converties (mg/kg)
Krahn <i>et al.</i> 2009	L67	F	22	2007	45	29,2	4,30E+00	4,30
Krahn <i>et al.</i> 2009	L73	M	21	2007	45	23,8	3,20E+01	32,00
Krahn <i>et al.</i> 2009	K21	M	35	2007	45	26,6	3,80E+01	38,00
Krahn <i>et al.</i> 2009	K13	F	35	2007	45	22	8,90E+00	8,90
Krahn <i>et al.</i> 2009	L26	F	51	2007	45	22,1	2,70E+01	27,00
Krahn <i>et al.</i> 2009	L21	F	57	2007	45	18,7	5,50E+01	55,00
Krahn <i>et al.</i> 2009	K7	F	97	2007	45	28,5	1,20E+02	120,00
Guy 2018, inédit	J49	M	4	2015	209	64,3	2,77E+01	27,70
Guy 2018, inédit	L103	F	13	2015	209	64,3	1,33E+01	13,30
Guy 2018, inédit	L116	M	6	2015	209	64,3	4,75E+01	47,50
Guy 2018, inédit	J37	F	15	2015	209	64,3	3,01E+00	3,01
Guy 2018, inédit	Blubber	F	18	2015	209	64,3	4,41E+01	44,10
Guy 2018, inédit	K22	F	29	2015	209	64,3	1,42E+01	14,20
Guy 2018, inédit	L72	F	30	2015	209	64,3	9,66E+00	9,66
Guy 2018, inédit	K25	M	25	2015	209	64,3	1,03E+01	10,30
Guy 2018, inédit	K13	F	44	2015	209	64,3	4,83E+00	4,83

Références - Annexe II

Krahn, M.M., Hanson, M.B., Baird, R.W., Boyer, R.H., Burrows, D.G., Emmons, C.K., Ford, J.K.B., Jones, L.L., Noren, D.P., Ross, P.S., Schorr, G.S., and Collier, T.K. 2007. Persistent organic pollutants and stable isotopes in biopsy samples (2004/2006) from Southern Resident killer whales. *Marine Pollution Bulletin* 54: 1903-1911.

Krahn, M.M., Hanson, M.B., Schorr, G.S., Emmons, C.K., Burrows, D.G., Bolton, J.L., Baird, R.W. and Ylitalo, G.M., 2009. Effects of age, sex and reproductive status on persistent organic pollutant concentrations in "Southern Resident" killer whales. *Marine Pollution Bulletin*, 58(10), pp.1522-1529.