



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2025/069

Région de la capitale nationale

Évaluation des stocks de phoque commun du Pacifique (*Phoca vitulina richardsi*) au Canada en 2019

Strahan Tucker, Sheena Majewski, Chad Nordstrom, M. Kurtis Trzcinski, Thomas
Doniol-Valcroze

Pêches et Océans Canada
Station biologique du Pacifique
3190, chemin Hammond Bay
Nanaimo, C.-B. V9S 6NT

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 des avis scientifiques
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

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



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2025

Ce rapport est publié sous la [Licence du gouvernement ouvert – Canada](#)

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-79195-1 N° cat. Fs70-5/2025-069F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Tucker, S., Majewski, S., Nordstrom, C., Trzcinski, M.K. et Doniol-Valcroze, T. 2025. Évaluation des stocks de phoque commun du Pacifique (*Phoca vitulina richardsi*) au Canada en 2019. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2025/069. v + 92 p.

Also available in English :

Tucker, S., Majewski, S., Nordstrom, C., Trzcinski, M.K., and Doniol-Valcroze, T. 2025. Stock Assessment of Pacific Harbour Seals (*Phoca vitulina richardii*) in Canada in 2019. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2025/069. v + 82 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	v
1. INTRODUCTION	1
2. MÉTHODES.....	4
2.1. ZONE D'ÉTUDE ET TECHNIQUES DE RECENSEMENT	4
2.2. COUVERTURE DES RELEVÉS	5
2.2.1. Évaluation précédente	5
2.2.2. Nouveau cadre d'évaluation.....	6
2.3. RAJUSTEMENTS DU DÉNOMBREMENT EN FONCTION DE LA MISE BAS	7
2.4. FACTEURS DE CORRECTION D'ÉCHOUEURIE	8
2.4.1. Évaluations précédentes.....	9
2.4.2. Nouveau cadre d'évaluation.....	9
2.5. RÉSUMÉ DES MODIFICATIONS APPORTÉES AU CADRE D'ÉVALUATION	12
2.6. ESTIMATIONS DE L'ABONDANCE	13
2.7. ANALYSE DES TENDANCES	14
2.8. PRÉLÈVEMENT BIOLOGIQUE POTENTIEL (PBP)	15
3. RÉSULTATS.....	16
3.1. ZONE D'ÉTUDE ET TECHNIQUES DE RECENSEMENT	16
3.2. COUVERTURE DES RELEVÉS	16
3.2.1. Relevés avec trajectoires GPS (2003-2019).....	16
3.2.2. Reconstitutions des trajectoires pour les relevés sans trajectoires GPS (1966-2000)	17
3.2.3. Évaluation des reconstitutions des trajectoires	17
3.3. DÉNOMBREMENTS	17
3.3.1. Erreurs liées aux lecteurs.....	17
3.4. FACTEUR DE CORRECTION D'ÉCHOUEURIE	17
3.4.1. Calcul du facteur de correction	18
3.5. ESTIMATIONS DE L'ABONDANCE	19
3.6. ANALYSE DES TENDANCES	19
3.7. PRÉLÈVEMENT BIOLOGIQUE POTENTIEL (PBP)	21
4. ANALYSE	21
4.1. ESTIMATIONS DE L'ABONDANCE ET TENDANCES AFFÉRENTES.....	21
4.2. COUVERTURE DES RELEVÉS	23
4.2.1. Relevés avec trajectoires GPS (2003-2019).....	23
4.2.2. Reconstitutions des trajectoires pour les relevés sans trajectoires GPS	24
4.3. FACTEUR DE CORRECTION D'ÉCHOUEURIE	24
4.4. PBP	25
5. CONCLUSIONS.....	26
6. REMERCIEMENTS	27

7. RÉFÉRENCES CITÉES	27
8. TABLEAUX	32
9. FIGURES	58
ANNEXE A. EXAMEN DU MPO DE LA LONGUEUR DU LITTORAL	73
ENJEU	73
FICHIERS EN COURS D'UTILISATION	73
CONTEXTE.....	73
SUIVI	74
DE PLUS, D'OÙ VENAIT LA NORMALISATION À 27 200 KM? EST-CE QU'IL NOUS MANQUE UNE ÉTAPE IMPORTANTE?.....	76
ALORS, POURQUOI PENSONS-NOUS AVOIR RAISON? POURQUOI UNE ESTIMATION DE 38 000 KM DE LITTORAL EST-ELLE PLUS VALIDE QUE L'ESTIMATION DE 27 000 KM BASÉE SUR LE FICHIER DE POLYGONE DU MPO?	80
RÉFÉRENCES CITÉES.....	83
ANNEXE B. CADRE BÊTA-BINOMIAL POUR LE DÉNOMBREMENT DES PHOQUES COMMUNS AUX SITES D'ÉCHOUERIE	84
CADRE THÉORIQUE	84
Aucune corrélation entre les individus	84
Avec un comportement corrélé	85
ESTIMATEURS D'ABONDANCE ET DE VARIANCE.....	86
Aucune incertitude entourant P	86
Incertitude entourant la valeur de P	86
ESTIMATION DES COEFFICIENTS DE CORRÉLATION À PARTIR DE DONNÉES DE TÉLÉMÉTRIE.....	87
Estimer ρ à partir d'un échantillon de phoques.....	87
Estimer ρ à partir de plusieurs échantillons de données télémétriques.....	88
REMARQUE SUR LA STRATIFICATION ET L'ADDITION DE PLUSIEURS SITES.....	89
RÉFÉRENCES CITÉES.....	91

RÉSUMÉ

Des relevés aériens standardisés ont été effectués entre 2015 et 2019 pour évaluer l'abondance des phoques communs en Colombie-Britannique. Environ 90 % de l'ensemble de la côte ont été observés à l'aide d'aéronefs à voilure fixe pour dénombrer les phoques présents dans les échoueries pendant certaines périodes de marée basse. Il a fallu cinq ans pour effectuer des relevés dans toutes les régions de la Colombie-Britannique, et la présente évaluation représente donc une compilation de ces relevés. Trente-deux émetteurs satellites ont été attachés sur des phoques adultes et juvéniles entre 2019 et 2021 pour estimer la proportion d'individus se trouvant sur un site d'échouerie et pour calculer un facteur de correction permettant de prendre en compte les individus en mer et non présents au moment des relevés. On estime que 78,5 % des phoques se trouvaient hors de l'eau durant les périodes de relevés. Il s'agit d'un changement substantiel par rapport au dernier calcul effectué au début des années 1990, selon lequel 62 % des phoques étaient hors de l'eau. Après avoir appliqué le facteur de correction le plus récent, rajusté les estimations en fonction de la couverture des relevés et additionné les estimations de l'abondance régionale pendant l'année de chaque relevé, nous avons estimé que 84 500 phoques communs (IC à 95 % de 81 160 à 87 970) étaient présents en Colombie-Britannique dans les années 2015 à 2019. La projection de toutes les tendances régionales jusqu'en 2019 a donné une estimation totale de 86 000 phoques communs (IC à 95 %, de 74 750 à 98 990) dans les eaux de la Colombie-Britannique. Le prélèvement biologique potentiel (PBP) a été estimé à 4 895 phoques en 2019. Bien que des allocations régionales du PBP aient été estimées, elles ont été jugées problématiques, car elles pouvaient entraîner des épuisements locaux. La correction des relevés antérieurs visant à prendre en compte les zones non couvertes a donné lieu à une estimation mise à jour pour 2003 à 2008 de 112 400 phoques (IC à 95 % de 108 000 à 117 000), ce qui est semblable à l'estimation initiale de 105 000 phoques (IC à 95 % de 90 900 à 118 900). Compte tenu de l'incertitude entourant les estimations régionales, le stock en 2015-2019 est considéré comme étant stable, ou comme ayant légèrement diminué par rapport à l'évaluation de 2003-2008. L'abondance, la densité et les tendances variaient d'une région à l'autre.

1. INTRODUCTION

Le phoque commun du Pacifique (*Phoca vitulina richardsi*) est l'espèce de pinnipède la plus omniprésente dans le nord-est de l'océan Pacifique. En effet, on le trouve dans l'ensemble des eaux côtières et estuariennes de la Colombie-Britannique (Olesiuk 2010; Muto *et al.* 2021; Caretta *et al.* 2021). On pense que ses effets sur la dynamique des écosystèmes sont importants en raison de son abondance élevée et de sa position dans le réseau trophique en tant que mésoprédateur (Chasco *et al.* 2017a et 2017b; Nelson *et al.* 2019 et 2021). La répartition et le comportement des phoques communs semblent liés à la disponibilité des proies (Harvey 1987; Thomas *et al.* 2011), à la pression de prédation des épaulards (*Orcinus orca*) et des prédateurs côtiers (Nordstrom 2002; London *et al.* 2012), ainsi qu'aux perturbations humaines (Jansen *et al.* 2015).

On s'intéresse au rôle des phoques communs à la fois en tant que principaux prédateurs de poissons, notamment le hareng, le merlu et le saumon (Olesiuk *et al.* 1990a; Cottrell 1995; Lance *et al.* 2012; Li *et al.* 2010; Priekshot *et al.* 2013), et en tant qu'espèce-proie essentielle au rétablissement des épaulards de Bigg, un écotype présent en Colombie-Britannique qui se nourrit exclusivement de mammifères marins (Ford *et al.* 2013). L'évaluation continue de la répartition et de l'abondance des principales espèces-proies des épaulards de Bigg est un objectif de rétablissement important (MPO 2007). En Colombie-Britannique et dans l'État de Washington, aux États-Unis, les effets perçus des phoques sur le saumon ont ravivé les appels à la prise de mesures régionales de contrôle de la population (Trites et Rosen 2019; Trzcinski 2020; Nelson *et al.* 2023). De plus, l'intérêt accru pour les récoltes à des fins alimentaires, sociales et rituelles (ASR) en Colombie-Britannique oblige les gestionnaires à envisager des allocations régionales de récolte sans qu'ils disposent de renseignements complets et à jour sur la structure ou l'état des stocks.

L'analyse génétique indique qu'il existe au moins trois populations de phoques communs dans le Pacifique (Burg *et al.* 1999; Huber *et al.* 2010 et 2012), réparties dans les régions suivantes :

1. le Japon, la Russie, l'Alaska et le nord de la Colombie-Britannique;
2. le sud de la Colombie-Britannique et Puget Sound, dans l'État de Washington;
3. les côtes extérieures de l'État de Washington, de l'Oregon et de la Californie.

Dans le cadre de la présente étude, la population du nord de la Colombie-Britannique comprend les régions du nord de la côte continentale et de Haida Gwaii, tandis que les populations du sud de la Colombie-Britannique sont réparties dans les cinq autres régions (figure 1). Cependant, les phoques communs de la Colombie-Britannique sont gérés comme un seul stock, de sorte que nous fournissons une estimation de l'abondance pour toute la Colombie-Britannique.

Les reconstitutions historiques indiquent que le stock de la Colombie-Britannique a été appauvri par une période de récolte (1879-1914) jusqu'à environ 20 000 individus, puis maintenu sous les niveaux naturels à l'aide de programmes de contrôle des prédateurs jusqu'au début des années 1960 (Olesiuk 2010). Ce stock, déjà en situation d'épuisement, a subi une deuxième période de récolte intense de 1962 à 1968 et a été réduit à environ 10 000 individus (Olesiuk 2010). À partir de 1970, les phoques communs et tous les pinnipèdes au Canada ont bénéficié de protections légales et continuent d'être protégés et gérés en vertu du *Règlement sur les mammifères marins*, selon la *Loi sur les pêches*.

Pêches et Océans Canada (MPO) effectue des relevés systématiques des phoques communs en Colombie-Britannique depuis le milieu des années 1960, en dénombrant les phoques communs se trouvant hors de l'eau durant les périodes de pointe diurnes d'échouerie

(généralement à marée basse), pendant ou juste après la saison de mise bas. Ces recensements aériens ont été effectués périodiquement tout au long des années 1970, et plus régulièrement depuis le début des années 1980 à l'aide d'approches normalisées. Olesiuk *et al.* (1990b) ont analysé les données recueillies jusqu'en 1988 et ont conclu que l'abondance du phoque commun en Colombie-Britannique avait augmenté à un taux d'environ 12,5 % par année. À l'aide d'un facteur de correction rudimentaire basé sur la variabilité entre les relevés répétés, on a estimé que l'abondance des phoques communs avait augmenté, passant d'environ 9 000-10 500 au début des années 1970 à environ 75 000-88 000 en 1988. Réalisée à partir d'une série de vols effectués entre 2003 et 2008 au-dessus de grandes parties de toutes les régions de la côte de la Colombie-Britannique, la première estimation de l'abondance du phoque commun à l'échelle de la province se chiffrait à 105 000 (IC à 95 % de 90 900 à 118 900), ce qui est semblable aux estimations de l'abondance antérieures au prélèvement important découlant de la chasse et des primes (Olesiuk 2010).

Le détroit de Georgia présente la série chronologique d'estimations de population la plus complète en Colombie-Britannique en raison d'une forte densité d'individus (une moyenne de 13,1 phoques par kilomètre de côte comparativement à 2,7 phoques dans d'autres régions de la côte; Olesiuk 2010), de la présence de stocks de poissons d'importance culturelle et commerciale (p. ex. hareng et saumon) et de la facilité relative avec laquelle des relevés peuvent être réalisés dans le détroit de Georgia. En 2008, l'abondance du phoque commun dans le détroit de Georgia a été estimée à 39 100 individus (IC à 95 % de 33 200 à 45 000), ce qui représente environ 37 % du stock de la Colombie-Britannique (Olesiuk 2010). L'abondance dans cette région est restée la même lors du relevé de 2014, s'établissant à 39 300 phoques (IC à 95 %, de 33 400 à 45 200; Majewski et Ellis 2021). D'autres régions côtières de la Colombie-Britannique ont fait l'objet de relevés beaucoup moins fréquents, et l'abondance dans ces régions n'a pas été réévaluée depuis la dernière évaluation réalisée à l'échelle de la côte en 2010, date à laquelle les relevés ont révélé des tendances à la hausse ou stables (Olesiuk 2010).

Les relevés sont effectués à marée basse pendant la haute saison de mise bas afin de maximiser le nombre d'individus se trouvant hors de l'eau et pouvant être dénombrés (Olesiuk 2010). Étant donné les conditions spécifiques requises, les possibilités d'effectuer des relevés sont donc limitées au cours d'une saison (la période de relevé). Par conséquent, il faut plusieurs saisons de reproduction pour couvrir une zone aussi étendue que la côte de la Colombie-Britannique, qui compte environ 40 000 km de littoral (Service hydrographique du Canada – Cartes marines et services, cartes.gc.ca). Ainsi, une évaluation à l'échelle de la côte représente une compilation de relevés effectués sur environ cinq ans (Olesiuk 2010; la présente évaluation) et ne constitue donc pas un « instantané » exhaustif du stock de la Colombie-Britannique à un moment précis. La côte de la Colombie-Britannique peut être divisée en sept régions (figure 1; Zacharias *et al.* 1998; Rubidge *et al.* 2016), et une ou deux régions (ou des parties de ces dernières) sont couvertes au cours d'une année de relevé. En raison de contraintes météorologiques, logistiques et financières, il n'a pas toujours été possible de couvrir l'ensemble du littoral d'une région. Par conséquent, il faut également corriger les estimations de l'abondance pour prendre en compte les zones non couvertes par les relevés.

Cette compilation est faite en partant de l'hypothèse que la taille de la population n'augmente ni ne diminue de façon spectaculaire pendant que d'autres régions font l'objet d'un relevé, et que les déplacements à l'intérieur et à l'extérieur d'une région sont à peu près égaux. Les phoques communs sont fidèles aux sites, année après année, et ont une philopatrie élevée par rapport aux zones natales, comme le démontrent le marquage et les études génétiques (Härkönen et Harding 2001; Lowry *et al.* 2001; Steingass *et al.* 2019). Bien que des individus puissent effectuer occasionnellement des incursions plus longues pouvant atteindre plusieurs centaines

de kilomètres, ils retournent généralement dans leur zone natale pour la période de reproduction estivale et entre les sorties ou les épisodes de recherche de nourriture (Pitcher *et al.* 1981; Yochem *et al.* 1987; Bjørge *et al.* 1995; Suryan et Harvey 1998; Härkönen et Harding 2001; Lesage *et al.* 2004; Cunningham *et al.* 2009; Dietz *et al.* 2013; Cordes et Thompson 2015). La grande fidélité au site et le fait que les changements dans la population de phoques communs se produisent sur plusieurs décennies sans modification spectaculaire d'une année à l'autre (Olesiuk *et al.* 2010; Muto *et al.* 2020; Carretta *et al.* 2021) appuient la validité d'une estimation de la population à l'échelle de la Colombie-Britannique compilée à partir de relevés effectués sur cinq années.

Pour estimer l'abondance, il faut aussi rajuster les dénombrements tirés de relevés en fonction de la proportion d'individus qui étaient dans l'eau au moment du relevé et qui ne pouvaient donc pas être observés. Les dénombrements sont généralement corrigés par l'application d'un facteur de correction (FC) d'échouerie, qui est calculé en déployant des émetteurs satellites et en utilisant les données de télémétrie sur le nombre d'individus présent dans les sites d'échouerie (avec des capteurs humide-sec). Les derniers déploiements d'émetteurs satellites sur des phoques communs de la Colombie-Britannique remontaient au début des années 1990, et Olesiuk (2010) avait constaté que 62 % des individus se trouvaient hors de l'eau et pouvaient être dénombrés. À l'appui de la présente évaluation, nous avons mis à jour les facteurs de correction en déployant des émetteurs satellites sur plusieurs années. En général, un facteur de correction est une simple estimation dérivée de la proportion d'individus marqués qui sont hors de l'eau pendant la période de relevé (Olesiuk 2010). Ici, nous développons ces méthodes pour tenir compte du comportement corrélé entre les individus au moment où ils sont hors de l'eau (Doniol-Valcroze *et al.* 2016).

Les gestionnaires du MPO ont demandé un avis scientifique sur la situation actuelle du phoque commun dans les eaux de la Colombie-Britannique. Plus précisément, ils ont demandé à la Direction des sciences du MPO de :

1. fournir une estimation à jour de la taille et de la répartition actuelles des stocks de phoque commun dans les eaux canadiennes du Pacifique;
2. fournir une estimation du prélèvement biologique potentiel (PBP);
3. tenir compte, si possible, des allocations régionales et locales du PBP (voir la figure 1), tout en prenant en considération la variabilité spatiale de l'abondance et de la densité de la population.

Sont présentés ici les relevés effectués entre 2015 et 2019 sur toute la côte de la Colombie-Britannique. À noter que des corrections ont été appliquées pour tenir compte de la proportion d'individus qui se trouvaient dans l'eau au moment des relevés, laquelle a été estimée à l'aide de données télémétriques récentes. Les méthodes utilisées pour estimer la couverture des relevés ont également été améliorées en les intégrant dans un cadre SIG contemporain. À la section Méthodes, nous expliquons les écarts par rapport aux évaluations précédentes et à leurs estimations, et décrivons et comparons les approches dans les sections « Évaluations précédentes » et « Nouveau cadre d'évaluation ». Nous fournissons également les premières estimations régionales et à l'échelle de la Colombie-Britannique des tendances de l'abondance au fil du temps, car il s'agit d'un élément important pour déterminer le PBP.

2. MÉTHODES

2.1. ZONE D'ÉTUDE ET TECHNIQUES DE RECENSEMENT

La côte de la Colombie-Britannique a été divisée en sept régions, chacune subdivisée en une à sept sous-régions : le détroit de Georgia (DG), la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV), le détroit de la Reine-Charlotte (DRC), le passage Discovery et l'anse Jervis (PD), Haida Gwaii (HG), le centre de la côte continentale (CCC) et le nord de la côte continentale (NCC) [figure 1; Olesiuk 2010; Majewski et Ellis 2021]. Les définitions des régions et des sous-régions ont été conservées pour faciliter la comparaison avec les relevés précédents (Olesiuk 1999 et 2010; Majewski et Ellis 2021), mais elles ont peu de fondement démographique, car les données actuelles ne soutiennent pas ce niveau de sous-structure de la population de phoques communs (Muto *et al.* 2020). Les régions et les sous-régions correspondent aux zones de gestion des pêches, mais pas parfaitement. Elles représentent principalement la logistique de relevé des phoques communs (c.-à-d. ce qui pourrait raisonnablement être effectué en une journée). Les délimitations régionales reflètent toutefois les « écoséctions » telles que définies par les caractéristiques physiques, océanographiques et biologiques, et elles sont utilisées dans la Marine Ecological Classification of British Columbia (Zacharias *et al.* 1998; Rubidge *et al.* 2016).

Des relevés ont été réalisés de 2015 à 2019 pour estimer l'état du stock (figure 2, tableau 1). Les relevés aériens ont été effectués selon les méthodes de recensement normalisées décrites par Olesiuk (1999, 2010). Les protocoles prévoyaient la réalisation des relevés en fonction des conditions dans lesquelles un nombre maximal de phoques devrait se trouver hors de l'eau. Par conséquent, les relevés : 1) étaient effectués pendant ou après la haute saison de mise bas; 2) étaient planifiés de manière à coïncider avec les marées basses (de 0 à 1,5 m au-dessus du point de référence) qui avaient lieu entre 8 h 30 et 11 h 30, heure avancée du Pacifique; et 3) commençaient environ deux heures avant la marée basse quotidienne et se terminaient environ deux heures après la marée basse (figure 3).

Dans les parties sud de la côte, la mise bas a lieu du début juillet à la mi-août (pic le 27 juillet; Bigg 1969b). Les relevés de 2015-2019 dans le DG, la COIV, le DRC et le PD ont été effectués entre le 3 août et le 9 septembre, conformément aux évaluations précédentes (Olesiuk 2010). La mise bas a lieu plus tôt dans les régions du nord de la Colombie-Britannique, soit de la mi-mai au début juillet (pic le 10 juin; Bigg 1969a). Par conséquent, la période de relevé a été rajustée en conséquence dans les régions du NCC, du CCC et de HG : les vols ont été effectués principalement en juin et en juillet pour ce relevé et les relevés précédents (Olesiuk 2010; tableau 1). Les vols ont été annulés lorsque les conditions météorologiques étaient mauvaises (c.-à-d. mer agitée, vents violents ou fortes précipitations), car les phoques semblent moins susceptibles de se rassembler dans les échoueries dans ces conditions (Olesiuk 2010). Les relevés ont également été annulés lorsque du brouillard épais ou de la fumée diminuaient la visibilité.

Nous avons suivi les protocoles de relevé expliqués en détail dans Olesiuk (2010) et Majewski et Ellis (2021). En bref, des relevés aériens ont été effectués avec un Cessna 180 volant à une vitesse anémométrique de 125 km h⁻¹ et à une altitude de 150 à 200 m. Le trajet longeait les rivages et faisait le tour de toutes les îles. Comme lors des relevés précédents, nous avons effectué une recherche détaillée de toute la zone de relevé et vérifié tous les sites d'échouerie connus, tandis qu'un à trois observateurs ont scruté la terre ferme (généralement à l'aide de jumelles 8x42) à la recherche de nouveaux sites d'échouerie. Les trajectoires de vol ont été consignées à des intervalles d'une seconde, pour fournir un enregistrement précis de la couverture de relevé. Des dénombrements visuels ont été effectués pour les petits groupes (moins de trois individus hors de l'eau). Des groupes plus importants ont été photographiés

avec un appareil photo portable Nikon D810 ou D5 équipé d'un objectif Nikon f2.8 70-200 mm. À partir de 2017, des photographies d'ensemble ont été prises avec une deuxième caméra dotée d'un objectif grand-angle pour faciliter la reconstitution photographique des sites complexes. Les images numériques ont été prises en format JPEG et importées dans Adobe Photoshop aux fins d'analyse. Les niveaux de contraste et de luminosité ont été rajustés au besoin, en dénombrant les zones délimitées à l'aide de l'outil pinceau, et les individus ont été dénombrés (distinction entre les phoques dans l'eau et les phoques hors de l'eau) à l'aide de la fonction de dénombrement et des actions personnalisées dans Photoshop. Les photos ont été géolocalisées pour suivre les trajectoires de vol en fonction du temps afin de confirmer les sites d'échouerie et de comparer les trajectoires de relevé et les sites d'échouerie avec les relevés précédents. Au total, 22 % des échoueries (n = 446) ont été dénombrées deux fois par des observateurs différents ayant choisi indépendamment des photos pour dénombrer chaque échouerie, afin d'examiner la variation entre les observateurs associée au dénombrement à l'aide de photos.

2.2. COUVERTURE DES RELEVÉS

Une estimation de la population côtière de la Colombie-Britannique nécessite une dernière correction pour prendre en compte la partie du littoral qui n'a pas fait l'objet d'un relevé. Comme dans Olesiuk (2010) et dans Majewski et Ellis (2021), les dénombrements ont été normalisés en fonction de la proportion de la région géographique couverte par le relevé (voir la section 2.2.1), mais ils reposaient sur une nouvelle méthode de calcul de la couverture (voir la section 2.2.2).

En raison des zones d'exclusion aérienne autour des aéroports et des zones militaires, ainsi que des secteurs très développés ou urbanisés (p. ex. certaines parties de Burrard Inlet et d'Indian Arm), de petites sections de la côte à l'intérieur du DG n'ont jamais fait l'objet d'un relevé. Conformément aux évaluations précédentes, aucun rajustement n'a été apporté pour prendre en compte ces zones d'exclusion aérienne dans la présente évaluation (Olesiuk 2010; Majewski et Ellis 2021). On a supposé que ces zones ne comptaient pas beaucoup de phoques communs.

2.2.1. Évaluation précédente

Les chiffres de l'évaluation précédente (Olesiuk 2010) ont été corrigés :

1. pour prendre en compte la proportion de sites d'échouerie connus couverts dans une sous-région;
2. pour prendre en compte les sections du littoral qui n'ont pas été survolées, en appliquant les densités de phoques (phoques/km) établies dans les zones couvertes de la sous-région à la longueur du littoral n'ayant pas fait l'objet d'un relevé (km).

Le DG a été traité différemment des autres régions de la côte. Dans le DG, les rajustements visant à prendre en compte la proportion de sites d'échouerie couverts ont été généralement mineurs, car seuls quelques sites avaient été omis. Cependant, aucun rajustement n'a été apporté pour prendre en compte les parties du littoral n'ayant pas fait l'objet d'un relevé, lesquelles pourraient être considérables dans le cas de certains relevés (Olesiuk 2010; Majewski et Ellis 2021). Les rajustements étaient plus importants en ce qui concerne les autres régions de la côte de la Colombie-Britannique, car une plus petite proportion des sites d'échouerie connus ou du littoral ont fait l'objet d'un relevé. On ne sait pas exactement comment la proportion des sites d'échouerie couverts dans une sous-région a été calculée dans les évaluations précédentes (Olesiuk 2010; Majewski et Ellis 2021). Nous présumons qu'il s'agissait de la proportion de sites d'échouerie ayant fait l'objet d'un relevé par rapport au nombre total de sites d'échouerie connus, les sites n'ayant pas fait l'objet d'un relevé étant

indiqués par le terme « non significatif » (ns). Cependant, les proportions déclarées dans Olesiuk (2010, annexe II) ne peuvent pas être reproduites, car certaines combinaisons de sites d'échouerie par année ont été laissées en blanc et, dans de nombreux cas, la proportion consignée est très différente du ratio des sites d'échouerie ayant fait l'objet d'un relevé par rapport à l'ensemble de la sous-région. Notre estimation de la proportion de sites d'échouerie ayant fait l'objet d'un relevé concordait avec les chiffres de Majewski et Ellis (2021), avec quelques légères variations.

Olesiuk (2010) a rajusté ses données pour tenir compte des parties du littoral n'ayant pas fait l'objet d'un relevé, en normalisant les dénombrements en fonction de la longueur du littoral dans les secteurs de gestion des pêches du Pacifique (SGPP) du MPO. Cependant, un examen approfondi des données SIG montre que bien que cette couche illustre les limites entre les SGPP du MPO, elle constitue une représentation incomplète du littoral en soi (voir l'annexe A pour obtenir un exemple) et entraîne une détermination inexacte de la longueur du littoral des régions à l'étude et de la côte dans son ensemble. La longueur du littoral issue des données SIG pour les SGPP est de 27 200 km, mais la longueur réelle de la côte de la Colombie-Britannique est de 39 000 km ([Service hydrographique du Canada – Cartes marines et services](#)), les totaux pour les rivages variant selon la région ou le SGPP. Dans Olesiuk (2010), la longueur de la zone ayant fait l'objet d'un relevé (c.-à-d. les trajectoires de vol) a été normalisée à cette longueur totale du littoral de 27 200 km, avec une estimation d'environ 4 800 km n'ayant pas fait l'objet d'un relevé entre 2003 et 2008 dans les régions à l'extérieur du DG (voir Olesiuk 2010, tableau 6). À l'aide de notre estimation plus précise de la longueur du littoral, le nombre de kilomètres ayant fait l'objet d'un relevé a été réestimé dans l'ensemble de données complet, et l'estimation de la longueur du littoral n'ayant pas fait l'objet d'un relevé dans Olesiuk (2010) a été révisée à 11 000 km. Par la suite, le nombre de phoques ayant été manqués dans toutes les zones n'ayant pas fait l'objet d'un relevé a été réexaminé pour ces années de relevé.

2.2.2. Nouveau cadre d'évaluation

Afin d'évaluer les tendances de l'abondance au fil du temps, une estimation de la couverture des relevés est nécessaire pour tous les relevés. Les trajectoires de vol ont été utilisées lorsqu'elles étaient disponibles pour estimer la proportion de la région géographique couverte par un relevé. L'absence de données sur les trajectoires GPS des relevés antérieurs (c.-à-d. avant 2003) a compliqué l'estimation de la longueur de littoral couverte pour chaque année de relevé. Une liste des sites d'échouerie survolés a été utilisée pour les années précédentes sans trajectoire de vol, afin de dériver une méthode SIG et de reconstituer les trajectoires de relevé en reliant les sites d'échouerie enregistrés comme ayant fait l'objet d'un relevé.

2.2.2.1. Relevés avec trajectoires GPS (2003-2019)

À partir de 2003, la longueur totale du littoral a été estimée à l'aide des trajectoires de vol générées par des récepteurs GPS portatifs à bord de l'aéronef. Les trajectoires de vol ont été analysées à l'aide du logiciel R (v4.1 de 2021, The R Foundation for Statistical Computing) et du progiciel spatial sf (Pebesma 2018). Le fichier de forme des polygones pour la basse mer du Service hydrographique du Canada a été utilisé comme carte de base. Les trajectoires de vol ont été fusionnées pour chaque année et sous-région afin d'éviter le dédoublement de la couverture lorsque des segments de trajectoire d'un même relevé se chevauchaient (p. ex. les trajectoires de vol se croisent lorsque l'aéronef tourne au-dessus des sites d'échouerie, et des segments de trajectoire peuvent être répétés lorsqu'il faut plusieurs jours pour complètement couvrir les grandes sous-régions). Cette trajectoire de relevé combinée a été tamponnée jusqu'à 500 m, puis recoupée avec la couche de basse mer. La longueur du littoral ayant fait l'objet d'un relevé (littoral coupé selon la ligne chevauchée), la longueur totale du littoral et le

pourcentage de couverture estimé ont été calculés pour chaque sous-région et année de relevé. La couverture d'une sous-région ou d'une année particulière a été classée comme étant « large » ou « ponctuelle » a posteriori, en fonction de la trajectoire de relevé par rapport à l'étendue de la sous-région. Les larges relevés couvraient généralement plus de 70 % de tout le littoral accessible, mais pas toujours. Certains des larges relevés ont « sacrifié » la couverture détaillée du littoral dans certaines sections pour se concentrer sur des sections plus éloignées en raison du mauvais temps local ou de contraintes liées à l'heure et aux marées, ce qui a entraîné une couverture globale plus faible. Les relevés ponctuels ciblaient des endroits précis dans une sous-région et couvraient généralement moins de 33 % du littoral accessible. Il y a eu des exceptions touchant quelques relevés de portée limitée, mais qui couvraient des sections en détail, ce qui donne une couverture relativement élevée.

Toutes les trajectoires GPS enregistrées ont été utilisées pour établir et corroborer un nouveau cadre SIG (voir la section 2.2.2.2) afin de définir la couverture des relevés (voir ci-après). Il convient de noter que les dénombrements issus de certains relevés à très faible couverture, en particulier ceux effectués entre 2009 et 2012, n'ont été inclus ni dans la présente évaluation ni dans aucune évaluation précédente. Ces relevés visaient à combler des lacunes concernant des parties de régions non couvertes et non mentionnées dans Olesiuk (2010), qui comprenaient des secteurs du DG, du NCC, du CCC, du DRC et du passage Discovery (figure 2). Cependant, les trajectoires de vol ont été incluses ici pour permettre une comparaison entre les méthodes d'estimation de la couverture des relevés.

2.2.2.2. Reconstitutions des trajectoires pour les relevés sans trajectoires GPS (avant 2003)

Les estimations de la longueur de littoral couverte par les relevés sans trajectoire GPS ont été générées à l'aide du logiciel ArcGIS et de la bibliothèque Python NetworkX en simulant une trajectoire entre les sites d'échouerie qui avaient été enregistrés comme ayant fait l'objet d'un relevé. Les trajectoires reconstruites ont ensuite été utilisées pour estimer la couverture antérieure. En bref, des listes des sites d'échouerie visités et des points d'ancrage facultatifs (p. ex. points de départ et d'arrivée logiques) ont été générées pour chaque sous-région et année de relevé. Ces points ont ensuite été ordonnés selon des estampilles temporelles GPS fondées sur une trajectoire de relevé tracée récemment dans la même région, afin de fournir une séquence. Les polygones de la sous-région ont été pixellisés (1 = terre et 0 = eau), la masse terrestre ayant été tamponnée négativement de 50 m. Ensuite, une trajectoire a été créée en utilisant les sites d'échouerie et les points d'ancrage comme nœuds, de même que les valeurs de proximité du littoral dans la carte matricielle comme arêtes pondérées. Le graphique pondéré a « tiré » la trajectoire pour cartographier les cellules à l'interface de la terre et de l'eau, alors que la trajectoire s'étendait d'un nœud au nœud le plus près selon la distance la plus courte fournie par un calcul du plus proche voisin, recréant ainsi une trajectoire de relevé typique le long du littoral et autour des îles. La trajectoire a été tamponnée et le rivage de la polyligne pour la basse mer du SHC a été coupé à l'aide de la trajectoire tamponnée, comme cela a été fait pour les trajectoires de vol dérivées. Les couvertures reconstituées ont été classées comme étant « larges » ou « ponctuelles » de la même manière que les relevés avec trajectoires GPS. Pour confirmer l'approche, on a confirmé les estimations de la longueur du littoral pour la sous-région ayant fait l'objet d'un relevé (en km) à l'aide des estimations établies à partir des trajectoires GPS pour les relevés effectués entre 2003 et 2008.

2.3. RAJUSTEMENTS DU DÉNOMBREMENT EN FONCTION DE LA MISE BAS

Les observations de Bigg (1969a) dans le DG indiquent que la mise bas est normalement répartie dans le temps, la date moyenne étant le 27 juillet avec un écart-type de 16 jours (voir la figure 2 et l'équation 2 dans Olesiuk 2010). Dans les évaluations précédentes, les

dénombrements aux sites d'échouerie avaient été rajustés en fonction du moment du relevé par rapport au pic des naissances, c'est-à-dire pour prendre en compte les petits qui n'étaient pas encore nés (Bigg 1969a; Bigg 1969b; Olesiuk 2010). Dans le cadre de la présente évaluation, les relevés ont généralement été effectués bien après le pic des naissances, ce qui a permis de n'ajouter qu'un faible nombre d'individus à l'estimation de l'abondance (moins de 100 individus). Olesiuk (2010) s'est entretenu avec des chasseurs de phoques dans la sous-région de la rivière Skeena (dans le NCC) et a estimé que la mise bas dans le nord de la Colombie-Britannique avait lieu environ 47 jours plus tôt (le 10 juin) que dans les régions du sud. Nous avons partiellement pris en compte la saison de mise bas plus précoce dans ces régions en effectuant les relevés plus tôt, mais il a également été nécessaire de rajuster les dénombrements selon le moment du relevé par rapport au 10 juin pour tenir compte des petits non dénombrés. On ne connaît pas les rajustements faits par Olesiuk (2010) pour tenir compte de la variation dans les saisons des naissances entre les régions du nord et du sud, en particulier en ce qui concerne le CCC. Peut-être a-t-il utilisé la latitude pour interpoler le pic des naissances entre les deux courbes cumulatives de naissances dans le DG et la rivière Skeena (voir la figure 2 et l'équation 2 dans Olesiuk 2010). Plutôt que de formuler des hypothèses sur l'existence d'une variation quant à la saison de mise bas, nous avons utilisé la date de pic des naissances du 27 juillet dans la présente évaluation pour les régions du sud (DG, COIV, DRC, passage Discovery), et du 10 juin pour les régions du nord (NCC, HG, CCC), la proportion de petits nés ($P_{nés}$) étant la suivante :

$$p_{nés} = N(\mu \sigma^2) \quad (\text{Équation 1})$$

où μ = 208 jours juliens (régions du sud) ou 161 jours juliens (régions du nord), et σ = 16,1. La correction visant à prendre en compte les petits à naître (*petitsFc*) est donc la suivante :

$$petitsFc = 1.25 - (p_{nés} * 0.25) \quad (\text{Équation 2})$$

Comme l'a fait remarquer Olesiuk (2010), ces rajustements des dénombrements sont généralement mineurs, car la plupart des relevés ont été effectués au moment du pic des naissances ou après. Des rajustements des dénombrements de petits ont été appliqués en supposant qu'il n'y avait pas d'erreur ni aucun changement dans la phénologie de la mise bas depuis les collectes de données des années 1960, car il n'y a actuellement aucune donnée qui appuie une autre hypothèse.

2.4. FACTEURS DE CORRECTION D'ÉCHOUIERIE

Pour estimer l'abondance, il faut rajuster les dénombrements de relevé en fonction de la proportion d'individus qui étaient dans l'eau au moment du relevé et qui ne pouvaient donc pas être observés. Cette proportion a été estimée pour le présent relevé et pour les relevés précédents en installant des instruments sur des phoques communs et en utilisant des données de télémétrie pour calculer la proportion de phoques en échouerie pendant les relevés (Huber *et al.* 2001; Jeffries *et al.* 2003; Olesiuk 1999b et 2010). Nous avons maintenu la cohérence avec Olesiuk (1999b et 2010) en examinant les données de capteurs humide-sec recueillies pendant des périodes de 8 h à 12 h (heure avancée du Pacifique) lorsque les niveaux d'eau correspondaient à ceux ciblés par les relevés aériens (de 0 à 1,65 m), niveaux qui se produisent généralement de mai à septembre dans le DG. La méthodologie actuelle établit un lien entre le comportement d'échouerie et un ensemble précis de conditions environnementales qui, en supposant que ce lien est avéré, peut être appliqué aux relevés suivant les mêmes paramètres.

2.4.1. Évaluations précédentes

Olesiuk (1999b et 2010) a estimé la proportion de phoques hors de l'eau pendant les relevés en fonction des habitudes d'échouerie documentées à l'aide d'enregistreurs de temps et de profondeur (ETP). Entre 1990 et 1994, des ETP ont été installés sur 33 individus puis récupérés à 10 sites d'échouerie dans le DG. En se fondant sur les tendances constantes des échoueries par rapport au moment des marées basses, Olesiuk a généré des courbes de réponse d'échouerie dont l'amplitude variait en fonction de la hauteur et de l'heure de la marée basse (voir la figure 11 dans Olesiuk 2010). Olesiuk a ensuite généré une courbe de réponse d'échouerie qui se rapprochait des conditions de marée pendant chaque vol de relevé afin de déterminer le facteur de correction pour ce jour-là. La courbe de réponse d'échouerie a ensuite été utilisée pour déterminer la correction permettant de rajuster chaque dénombrement effectué pendant le vol de relevé en fonction de l'heure à laquelle il a été effectué par rapport à la marée basse. La procédure a été appelée « l'approche des FC variables » (Majewski et Ellis 2021), car les FC varient selon l'heure et la journée. Olesiuk (2010) a ensuite appliqué cette approche des FC variables à chaque relevé réalisé dans le DG. Un FC moyen global de 1,626 (coefficient de variation [CV] = 0,042) a été calculé à partir des données recueillies dans le DG. Il n'y a pas de données de télémétrie comparables pour les régions à l'extérieur du DG (les déploiements ont été limités au DG en Colombie-Britannique jusqu'à présent). Par conséquent, le FC moyen a été appliqué à toutes les données de dénombrement à l'extérieur du DG, en supposant que le comportement de rassemblement en échouerie était similaire dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce en Colombie-Britannique et que les relevés avaient été effectués dans des conditions comparables (Olesiuk 2010). Comme les courbes d'échouerie pour le DG n'étaient pas disponibles, ce même FC moyen a été appliqué à l'évaluation de 2014 du DG (Majewski et Ellis 2021). Majewski et Ellis (2021) ont comparé les estimations de l'abondance du phoque commun dans le DG avec la série chronologique de 1973 à 2008, en appliquant le FC moyen ou l'approche des FC variables, et ils n'ont pas trouvé de différences significatives. Il ne s'agit pas d'un résultat inattendu, puisque la conception du relevé tient déjà compte de la plus grande source de variation dans le comportement d'échouerie (c.-à-d. l'heure de la journée par rapport à des marées basses particulières), et que les relevés sont planifiés pour permettre l'observation du plus grand nombre de phoques possible aux sites d'échouerie.

2.4.2. Nouveau cadre d'évaluation

2.4.2.1. Instrumentation et traitement des données

Pour mettre à jour les FC, 32 émetteurs satellites (SPOT6-293A ou SPLASH-297A de Wildlife Computers, Washington, États-Unis) ont été déployés sur un groupe d'individus de sexe et de classe d'âge différents, capturés à quatre sites du DG entre avril et le début d'août de 2019 à 2021 (tableau 2, figure 4). Compte tenu des protocoles de santé et de sécurité et des restrictions de déplacements mis en place en raison de la pandémie de COVID-19, les installations d'émetteurs sur des phoques communs n'ont pas commencé à la même période chaque année et ont été limitées aux sites autour de Nanaimo, où les chercheurs étaient basés (région du DG, sous-zone : IGULF, figure 4). On a jumelé chaque instrument à un flotteur et à un émetteur radio (Advanced Telemetry Systems, Minnesota, États-Unis) pour faciliter la récupération des instruments. Les unités enregistraient l'heure à intervalles de 1 seconde et l'état humide-sec toutes les 2 secondes. Un récepteur radio UHF (Wildlife Computers MOTE^{MD}) a été installé à Entrance Island (2019) ou à Snake Island (2020, 2021) pour enregistrer les données provenant des phoques marqués (lorsqu'ils étaient à portée) dans le but de compléter les données transmises par le réseau satellitaire Argos.

Les phoques ont été capturés individuellement pendant qu'ils étaient hors de l'eau à l'aide de filets à cerceaux à la suite d'une approche rapide effectuée à partir d'une embarcation en

aluminium de 16 pieds. Les phoques ont été transférés sur une planche de retenue faite sur mesure et traités sur place. Les phoques ont été retenus manuellement, et les émetteurs satellites ont été collés à la ligne médiane du pelage dorsal entre les épaules avec de la résine époxy à durcissement en 5 minutes (Devcon^{MD}, Massachusetts, États-Unis). Les procédures de capture et de manipulation des individus ont été effectuées en vertu d'un permis de pêche aux mammifères marins du MPO (XMM1 2019) et de l'approbation du Comité de protection des animaux de la région du Pacifique du MPO (numéro de protocole : 18-022A3R3).

Les capteurs enregistraient les données en continu, mais les appareils étaient programmés selon un facteur d'utilisation afin de suspendre la transmission vers le réseau Argos lorsque la couverture satellite était mauvaise ou lorsque les phoques étaient hors de l'eau depuis plus de deux heures. Une minute était considérée comme étant « au sec » si le capteur humide-sec était sec pendant au moins 30 secondes au cours d'une minute; le phoque marqué était considéré comme étant dans une échouerie après cinq minutes « au sec » consécutives. L'état « sur un site d'échouerie » prenait fin si le capteur était humide pendant au moins 50 secondes dans une minute. Des résumés horaires des pourcentages « au sec » ont été téléchargés pour chaque phoque pendant la durée du déploiement à partir des registres de données à bord (une fois les capteurs récupérés) ou du portail de données en ligne de Wildlife Computers. Les 24 premières heures ont ensuite été supprimées pour tenir compte de l'incidence possible de la procédure de marquage sur le comportement relatif à l'échouerie.

Afin d'établir un lien entre le comportement des phoques (humide-sec) et l'état de marée (hauteur), les amplitudes de marée dans la zone d'étude enregistrées par le marégraphe de Nanaimo (station 7917) à une résolution de 1 minute et englobant les périodes de déploiement (du 1^{er} mai au 15 octobre) ont été obtenues à partir du portail de données du SHC. Les niveaux d'eau ont été résumés par heure, et la valeur médiane a été utilisée comme mesure intégrée de la hauteur de marée (telle que vécue par les phoques au cours de cette heure) afin d'établir une correspondance avec les données horaires relatives au comportement. Les hauteurs médianes des marées pour chaque heure ont ensuite été fusionnées avec l'ensemble de données sur les phoques communs et utilisées pour filtrer les données du comportement de rassemblement en échouerie en fonction des niveaux d'eau (de 0 à 1,65 m) et des heures de la journée (de 8 h à midi, heure avancée du Pacifique) applicables aux relevés.

2.4.2.2. Calcul des facteurs de correction

Les FC d'échouerie issus des études de télémétrie ont souvent servi à estimer la valeur moyenne de P (la proportion du temps d'échouerie par individu). Doniol-Valcroze *et al.* (2016) ont montré que cette approche est erronée pour les relevés de morses parce qu'elle ne tient pas compte de la grande variabilité observée dans les dénombrements et ne modélise pas la distribution des erreurs de manière appropriée. Les auteurs ont plutôt avancé que la proportion d'individus hors de l'eau à un moment donné était une mesure plus pertinente. Une surdispersion surviendra si les individus ne sont pas indépendants les uns des autres dans leur comportement. Quelle que soit la raison, la corrélation se traduit par une variance plus élevée que prévu à partir d'une simple distribution binomiale. Selon les auteurs, une approche plus appropriée consisterait à modéliser les dénombrements suivant une distribution bêta-binomiale plutôt qu'une distribution uniforme ou binomiale. Ce cadre a été appliqué dans la présente évaluation pour déterminer la proportion de phoques communs hors de l'eau et la variance qui y est associée. Le cadre théorique et une explication détaillée sont fournis à l'annexe B.

L'ensemble complet de données de télémétrie et un ensemble de données réduit (avec des heures et des niveaux d'eau correspondant aux conditions de relevé) ont été utilisés pour évaluer la variance et la corrélation du comportement d'échouerie selon un cadre bêta-binomial (Doniol-Valcroze *et al.* 2016, voir l'annexe B). Les mêmes calculs ont été appliqués aux deux

ensembles de données pour déterminer la variance globale lorsque toutes les hauteurs et les heures de marée sont prises en compte, et pour examiner le changement lorsqu'on limite les données aux périodes où les conditions sont semblables à celles présentes lors des relevés. Les FC finaux ont été calculés à l'aide de l'ensemble de données réduit.

Des données horaires sur le pourcentage de temps « au sec » ont été utilisées pour évaluer la proportion de temps d'échouerie et le moment des épisodes d'échouerie pour les phoques munis d'un instrument. Les pourcentages de temps « au sec » agrégés par heure ont été représentés par rapport à l'heure locale pour chaque phoque; les tendances cycliques d'échouerie étaient généralement évidentes (figure 5) et coïncidaient avec le cycle des marées. L'exploration des données a révélé une distribution hautement bimodale du temps « dans l'eau » par rapport au temps « au sec » pour tous les phoques et toutes les années (figure 6). Les phoques alternaient généralement d'un état complètement humide (dans l'eau) à un état complètement sec (hors de l'eau) avec une transition limitée entre les états comportementaux. Pour tenir compte de ce modèle comportemental, les données « au sec » proportionnelles ont été converties en un ensemble de données binaires sur le comportement : $\geq 50\%$ « au sec » signifiait « hors de l'eau » et $< 50\%$ signifiait « dans l'eau » pour chaque heure et chaque phoque muni d'un capteur.

Bien que tous les phoques aient affiché une tendance d'échouerie bimodale, le moment des échoueries était considérablement différent pour deux phoques (Pv19DG-04 et Pv21DG-07), d'après l'emplacement des émetteurs satellites : l'un a fait un usage intensif des estacades flottantes, tandis que l'autre a quitté la zone d'étude peu après son marquage pour se diriger vers une zone pour laquelle il n'y a pas de données locales correspondantes sur les marées. Les deux phoques ont été retirés de l'évaluation de la corrélation et de la détermination subséquente des FC. Il est important de noter que la taille de l'échantillon a changé tout au long de la période de déploiement entre avril et août de chaque année. Le nombre de phoques marqués a augmenté de manière irrégulière, car les instruments étaient installés sur les phoques à des semaines d'intervalle en raison des marées changeantes et des conditions de capture plus ou moins favorables. De plus, les ensembles d'instruments tombaient d'eux-mêmes en plus ou moins huit semaines à partir de la mi-août. Par conséquent, le nombre d'émetteurs actifs a diminué de façon irrégulière. Dans l'ensemble, cela a donné lieu au fait que des groupes d'individus différents étaient marqués (de 2 à 13 phoques) simultanément chaque année et permettaient ainsi la collecte de données au cours de la période d'étude (figure 7).

Néanmoins, l'objectif principal était toujours d'estimer la proportion de phoques hors de l'eau à un moment donné et non d'estimer le temps moyen passé par un phoque en dehors de l'eau. Par conséquent, la proportion de phoques hors de l'eau (p_{he}) a d'abord été calculée en additionnant le nombre d'individus hors de l'eau pour chaque heure de la période de déploiement, où :

$$p_{he}(t_0) = \text{phoque_nbre_he} / \text{phoque_nbre_données}$$

(Équation 3)

Et t_0 = une date-heure donnée, phoque_nbre_he = le nombre de phoques hors de l'eau, et $\text{phoque_nbre_données}$ = le nombre de phoques pour lesquels il y a des données.

Le nombre d'heures enregistrées simultanément par plusieurs phoques marqués a ensuite été comptabilisé. Plus précisément, le nombre d'événements (date-heure) a été calculé pour le nombre variable de phoques au cours des déploiements (c.-à-d. le nombre d'heures uniques couvertes par un seul phoque, par deux phoques, par trois phoques, etc.). On a ensuite filtré les données pour ne conserver que les événements couverts par au moins deux phoques, puis on a regroupé les proportions de phoques hors de l'eau (pour chaque heure) par année. La

moyenne (P_{he}) et la variance empirique des phoques hors de l'eau ont ensuite été calculées pour chaque groupe (de 2 à 13 phoques) comme suit :

$$P_{he}(\text{PhoqueGroupe0}) = \text{somme}(p_{he}) / n$$

(Équation 4)

Où n = nombre d'événements date-heure simultanés, et PhoqueGroupe est un regroupement de phoques avec des données simultanées.

La proportion moyenne globale de phoques hors de l'eau (P) a été résumée pour tous les groupes (regroupés par année) afin de calculer un FC ($1/P$), l'erreur connexe et l'IC à 95 %. Ces résumés ont été utilisés pour étudier la sensibilité de P au nombre minimal de phoques simultanés par événement dans l'analyse. Bien que la variance binomiale attendue ait été calculée pour les regroupements de phoques (équations 2 et 3, section 2.1, annexe B), il a été impossible de calculer la corrélation entre les phoques (ρ) ni l'ampleur de la surdispersion sur laquelle elle repose pour générer un CV pour notre FC, en utilisant les données telles quelles. Comme la formule de ρ est fonction de la taille de l'échantillon N , elle n'a pu être appliquée directement à notre ensemble de données puisque N varie au fil du temps (plage = de 2 à 13). On a plutôt supposé que l'ensemble de données consistait en un mélange de 12 distributions bêta-binomiales (une pour chaque « groupe de phoques » avec une taille d'échantillon de 2 à 13). Ensuite, en utilisant la moyenne globale comme paramètre P , on a estimé la corrélation ρ à partir de la variance totale de l'ensemble de données (combinant tous les individus marqués) en pondérant la contribution relative pour chaque distribution (c.-à-d. par le nombre d'événements date-heure pour chaque échantillon; voir la section 3.2 de l'annexe B pour obtenir des détails sur le cadre d'analyse).

2.5. RÉSUMÉ DES MODIFICATIONS APPORTÉES AU CADRE D'ÉVALUATION

Pour résumer, deux corrections ont été apportées aux données de dénombrement pour générer une estimation de l'abondance :

1. petits à naître;
2. proportion d'individus dans l'eau (qui ne sont pas sur un site d'échouerie) au moment du relevé.

Par la suite, l'abondance a été rajustée (corrigée) pour tenir compte de la proportion du littoral ayant fait l'objet d'un relevé. Le moment du relevé visait à réduire au minimum les deux premières corrections; la dernière correction était en grande partie inévitable et, en fin de compte, une question de ressources et de circonstances.

La première évaluation à l'échelle de la côte était fondée sur des relevés effectués entre 2003 et 2008 et ayant mené à une estimation totale de 105 000 phoques (Olesiuk 2010). La correction visant à prendre en compte le nombre de petits à naître était fondée sur la phénologie de mise bas définie en 1969 (Bigg 1969a) et sur le moment présumé plus précoce du pic des naissances dans les régions au nord (Olesiuk 2010). La proportion de phoques sur un site d'échouerie était basée sur les FC dérivés du marquage par satellite réalisé dans le DG dans les années 1990, une « approche variable » ayant été utilisée exclusivement dans le DG et un FC moyen, dans toutes les autres régions. Dans Olesiuk (2010), la proportion de la zone ayant fait l'objet d'un relevé était fondée sur deux corrections. Premièrement, il y a eu une comptabilisation des échoueries connues ayant fait l'objet d'un relevé ou non. Cependant, des écarts ont été notés dans les proportions déclarées (annexe II dans Olesiuk [2010]) par rapport à nos calculs. Deuxièmement, des corrections de la densité ont également été appliquées aux segments du littoral n'ayant pas fait l'objet d'un relevé (tableau 6 d'Olesiuk 2010 et section 2.2

du présent rapport). Ces zones côtières n'ayant pas fait l'objet d'un relevé ont été corrigées en extrapolant les densités moyennes de phoques dans les sous-zones aux portions du littoral omises. Cependant, Olesiuk (2010) a appliqué ces estimations à l'échelle d'une couche SIG de zone de gestion des pêches dont la longueur du littoral sous-estimée est d'environ 27 000 km. Dans le DG seulement, lorsqu'une sous-zone entière a été omise, l'abondance a été interpolée à l'aide d'un modèle de croissance exponentielle.

Au départ, nous avons simplement tenté de reproduire l'évaluation précédente à l'échelle de la côte, mais certaines incohérences ont été relevées nécessitant des détails et des précisions qui n'étaient pas disponibles. Nous étions donc dans une impasse. Par conséquent, nous avons refait l'estimation de l'abondance entre 2003 et 2008 en appliquant une approche similaire à l'approche initiale (Olesiuk 2010), mais avec des intrants modifiés. Comme dans le passé, nous avons appliqué la même correction quant au nombre de petits à naître, mais en utilisant systématiquement l'équation de Bigg (1969a). Les FC moyens des années 1990 ont été utilisés et appliqués à toutes les zones de la côte, y compris le DG. La proportion de sites d'échouerie ayant fait l'objet d'un relevé n'a pas été utilisée pour apporter une correction liée aux sites d'échouerie omis, car il s'agirait d'une double correction s'ajoutant aux corrections de la densité sur le littoral. Les corrections de la densité sur le littoral ont été utilisées de la même manière qu'auparavant, mais en fonction d'une couche SIG d'une longueur de littoral réelle d'environ 39 000 km. Pour le DG, il n'y a pas eu d'interpolation pour les sous-zones omises à l'aide d'un modèle de croissance exponentielle, mais le nombre de phoques non observés dans ces zones a été estimé à l'aide de la densité moyenne de phoques et de la longueur de littoral omise. Cette même approche, avec des estimations de la couverture des relevés basées sur le SIG, a été utilisée pour l'analyse des tendances, l'abondance régionale et côtière ayant été estimée depuis les années 1960.

Une fois reproduite l'estimation de l'abondance pour 2003-2008, la même approche a été appliquée à la nouvelle période d'évaluation (2015-2019). La seule différence est qu'on a appliqué la moyenne mise à jour des FC à tous les secteurs pour l'estimation finale, au lieu de continuer à appliquer les FC calculés dans les années 1990. Le nouveau FC comportait une variation supplémentaire en raison du comportement d'échouerie corrélé des phoques.

2.6. ESTIMATIONS DE L'ABONDANCE

L'abondance du phoque commun (N) a été estimée en utilisant l'équation suivante :

$$N = C * \text{petitsFC} * \text{hors_de_l'eauFC} \quad (\text{Équation 5})$$

Où C = nombre, petitsFC = correction pour prendre en compte le moment par rapport au pic des naissances et hors_de_l'eauFC = correction pour prendre en compte les individus qui ne sont dans l'eau (1/proportion d'individus hors de l'eau). L'abondance a été estimée à partir des dénombrements dans une sous-zone au cours d'une année donnée. Les estimations de la couverture du littoral (section 2.2) ont ensuite été utilisées pour corriger les dénombrements afin de prendre en compte les kilomètres de littoral n'ayant pas fait l'objet d'un relevé dans cette sous-zone cette année-là. Les densités de phoques par kilomètre ($D_{\text{sous-zone}}$) ont été calculées à partir des estimations de la population (N) et des kilomètres estimés de littoral ayant fait l'objet d'un relevé ($KM_{\text{relevé}}$) dans chaque sous-zone comme suit :

$$D_{\text{sous-zone}} = \frac{N}{KM_{\text{relevé}}} \quad (\text{Équation 6})$$

Dans les cas où une sous-zone entière n'avait pas fait l'objet d'un relevé au cours d'une année de relevé, la moyenne des densités observées dans cette sous-région a été utilisée pour les relevés précédents et suivants (tableau 3). Cette estimation de la densité a été appliquée aux kilomètres de littoral n'ayant pas fait l'objet d'un relevé pour obtenir une estimation de l'abondance dans la sous-zone où :

$$N_{\text{sous-zone}} = N + D_{\text{sous-zone}} * KM_{\text{omis}}$$

(Équation 7)

On a ensuite additionné toutes les abondances dans les sous-zones pour générer une estimation régionale de l'abondance sur un an. Les régions à l'extérieur du DG étaient beaucoup moins souvent couvertes et il fallait souvent plus d'un an pour que toute leur superficie fasse l'objet d'un relevé. Par conséquent, il était nécessaire de supposer que les dénombrements pour un groupe d'années étaient représentatifs de l'abondance régionale. L'année de relevé a été attribuée à l'année au cours de laquelle le plus grand nombre de sites d'échouerie dans une sous-région avaient fait l'objet d'un relevé (« année attribuée »). Cela était fondé sur l'hypothèse voulant qu'il n'y avait pas de changements importants dans l'abondance d'une année à l'autre et qu'il y avait des mouvements égaux à l'intérieur et à l'extérieur d'une zone de relevé. À l'aide des intrants appropriés, définis dans la section 2.5, l'abondance régionale a été estimée à partir de chaque relevé disponible depuis 1966. On a aussi estimé de nouveau l'abondance à l'échelle de la côte pour la période 2003-2008, en additionnant toutes les régions.

De la même manière, l'abondance pour la période 2015-2019 a été estimée. Pour les relevés 2015-2019, les estimations de l'abondance ont été comparées à l'aide de la moyenne précédente des FC (Majewski et Ellis 2021) et des FC nouvellement calculés à partir de phoques communs marqués entre 2019 et 2021. On a supposé que la densité de phoques dans les zones n'ayant pas fait l'objet d'un relevé était semblable à celle observée dans les zones de relevé. Pour évaluer cette hypothèse, une analyse de sensibilité a été effectuée, selon laquelle la densité de phoques présumée dans les zones n'ayant pas fait l'objet d'un relevé a été modifiée de 20 % lors du rajustement des modèles de tendance (section 2.7).

Dans le cadre des évaluations précédentes, on avait estimé la variance totale de l'abondance comme étant la variance combinée des dénombrements rajustés (dénombrements déjà rajustés en fonction du moment du relevé et du moment de la mise bas) et du nombre d'individus en mer, à l'aide de la méthode delta (Olesiuk 2010; Majewski et Ellis 2021). Comme l'a souligné Olesiuk (2010), les erreurs de dénombrement et la variation des dénombrements attribuables aux individus hors de l'eau sont probablement confondues. Le nombre d'erreurs entre les différents compteurs était faible et n'a pas été pris en compte dans la présente évaluation. Les estimations de l'abondance antérieures à la présente évaluation utilisaient l'estimation de la variance d'Olesiuk (2010; CV = 0,042). Dans le cadre des évaluations de l'abondance réalisées à partir des relevés de 2015-2019, les CV ont été calculés à l'échelle sous-régionale et intégraient l'incertitude supplémentaire attribuable au comportement d'échouerie corrélé (facteur de dispersion bêta-binomial; voir l'annexe B). On a additionné les écarts pour obtenir les estimations de la variance à l'échelle régionale et de la Colombie-Britannique.

2.7. ANALYSE DES TENDANCES

Il n'y a eu que des relevés occasionnels dans les régions autres que le DG avant la fin des années 1980, et ce n'est qu'à partir des années 2000 que la couverture a dépassé environ 50 % du littoral dans ces régions (voir le tableau 9 dans la section Résultats). Les tendances en matière d'abondance dans ces régions ont été estimées à l'aide d'une reconstitution de l'abondance de phoques communs à l'échelle de la Colombie-Britannique en 1966 réalisée par

Olesiuk (2010) à l'aide de données sur les peaux, le rendement de la chasse et les primes (voir la figure 13 dans son ouvrage). Olesiuk estime que l'abondance est passée d'environ 80 000 phoques vers 1887 à environ 10 000 phoques en 1970. Les relevés ont commencé en 1966 dans quatre des sous-régions du DG (GULF, BAIEB, FFRASER, IGULF), et 651 phoques ont été dénombrés. À l'aide du FC moyen de 1,63 pour prendre en compte les individus en mer, de notre estimation de la superficie du littoral non couverte et d'une hypothèse raisonnable de la densité de phoques dans les trois sous-régions n'ayant pas fait l'objet d'un relevé (BHOWE, NOGULF, NEGULF; tableau 3), nous estimons qu'environ 2 080 phoques étaient présents dans le DG en 1966. Cette estimation visant le DG a ensuite été soustraite de l'estimation d'Olesiuk (2010) de 10 000 phoques à l'échelle de la Colombie-Britannique, afin de répartir l'abondance restante entre les régions. Cela a été fait en fonction de la proportion de littoral dans chaque région par rapport à l'ensemble de la côte de la Colombie-Britannique à l'extérieur du DG. Ainsi, l'abondance estimée était la suivante : COIV = 1 320, DRC = 880, PD = 616, CCC = 1 672, NCC = 2 376, DG = 1 056 phoques communs. Ces chiffres sont devenus les chiffres de départ de l'analyse actuelle des tendances en matière d'abondance dans ces régions. Les modèles additifs généralisés (MAG) ont été rajustés par rapport aux estimations de l'abondance dans chaque région, sauf pour le DP pour lequel un modèle d'interception linéaire seulement (modèle linéaire généralisé) a été rajusté, pondéré selon la proportion du littoral couvert. Des erreurs « quasi-Poisson » ont été présumées lors de l'utilisation de la fonction `gam` du progiciel `mgcv` du logiciel R. Les valeurs prévues pour chaque région ont été additionnées (de même que la variance associée) pour obtenir les tendances à l'échelle de la côte de la Colombie-Britannique. Pour les régions à l'extérieur du DG qui ont fait l'objet de relevés entre 2015 et 2018, on a projeté des modèles jusqu'en 2019 et l'on a additionné ces estimations de modèles, ainsi que l'estimation de l'abondance prévue pour 2019 dans le DG, pour obtenir une estimation de l'abondance du phoque commun sur l'ensemble de la côte de la Colombie-Britannique en 2019.

En plus de modéliser les tendances régionales en matière d'abondance, on a estimé les tendances de l'abondance du phoque commun dans les sous-régions du DG en rajustant un modèle thêta-logistique, comme cela avait été fait précédemment par Olesiuk (2010) et par Majewski et Ellis (2021), où :

$$N_{t+1} = N_t e^{r_m \left(1 - \left(\frac{N_t}{K}\right)^\theta\right)}$$

(Équation 8)

Et N_t = abondance des phoques communs au moment t , r_m = taux d'accroissement maximal, K = capacité de charge, θ = forme de la densité-dépendance. Les paramètres de départ initiaux du modèle thêta-logistique se trouvent dans le tableau 4. Le modèle thêta-logistique a été rajusté par rapport aux données à l'aide du maximum de vraisemblance et de la distribution log-normale de l'erreur, pondérés selon la proportion du littoral couvert (le pourcentage de sites d'échouerie ayant fait l'objet d'un relevé a été utilisé comme facteur de pondération par Olesiuk [2010] et par Majewski et Ellis [2021]). La fonction `mle2` du progiciel `bbfme` de la version 4.1.1 du logiciel R a été utilisée pour assurer l'adaptation de ces modèles.

2.8. PRÉLÈVEMENT BIOLOGIQUE POTENTIEL (PBP)

Bien qu'il y ait eu un effort raisonnable pour réaliser des relevés depuis les années 1970 dans le DG, l'effort a été inégal dans les différentes régions de la côte de la Colombie-Britannique. De plus, il existe trop peu d'information supplémentaire sur le cycle biologique (p. ex. taux de mortalité, reproduction, tendances de la composition moyenne selon l'âge et le sexe) pour donner un aperçu de la dynamique ou des tendances des stocks, ou pour éclairer un modèle d'évaluation plus détaillé des stocks de phoques communs du Pacifique en Colombie-

Britannique. Par conséquent, l'approche du PBP a été appliquée pour déterminer les prélèvements durables de phoques, lesquels ont été calculés comme suit :

$$PBP = 0.5 * R_{max} * F_R * N_{min},$$

(Équation 9)

Où R_{max} est le taux d'accroissement maximum, qui a été fixé par défaut à 12 % pour les pinnipèdes (Wade et Angliss 1997; NMFS 2016), F_R est un facteur de récupération (entre 0,1 et 1), et N_{min} est le 20^e percentile de la distribution log-normale de l'estimation de l'abondance la plus récente (Wade 1998). Le facteur F_R qui est appliqué dépend de notre compréhension de l'état du stock (tableau 4 dans MPO 2018).

Le PBP a été calculé pour l'ensemble de la population côtière, en fonction de N_{min} pour l'estimation de l'abondance projetée jusqu'en 2019. Le facteur de récupération a été choisi en fonction de l'interprétation de la tendance globale suivant l'analyse des tendances (voir la section Résultats).

On a également demandé à la Direction des sciences d'envisager des allocations régionales du PBP. Bien que les sept régions de relevé ne représentent pas des populations distinctes, la gestion à l'échelle régionale peut aider à éviter l'épuisement local. Au lieu de simplement diviser le PBP à l'échelle de la côte par la proportion de la population dans chaque région, chaque région a été traitée indépendamment. Ces PBP régionaux ont été calculés à l'aide de la valeur N_{min} propre à la région au cours de l'année de relevé en question et des facteurs de récupération propres à la région, en fonction des tendances régionales et de l'incertitude de l'abondance à la suite de l'analyse des tendances (section 2.7).

3. RÉSULTATS

3.1. ZONE D'ÉTUDE ET TECHNIQUES DE RECENSEMENT

Au total, 61 vols ont été enregistrés entre 2015 et 2019 (tableau 1). Ils ont permis de couvrir toutes les régions et sous-régions de la Colombie-Britannique, pour un total de 34 789 km sur les 39 564 km de littoral de la province, soit 91 % de la côte de la Colombie-Britannique. Cela se compare à une couverture de 74 % pour la période de relevé 2003-2008. La couverture régionale variait de 80 % sur la COIV à 94 % dans HG (figure 2).

3.2. COUVERTURE DES RELEVÉS

La couverture des relevés a été réévaluée pour tous les relevés réalisés de 1966 à 2019, en fonction des trajectoires de vol ou d'une reconstitution des trajectoires de relevé.

3.2.1. Relevés avec trajectoires GPS (2003-2019)

Au total, 79 estimations de la couverture des relevés ont été générées à l'aide des trajectoires GPS pour les vols effectués entre 2003 et 2019 (figure 2, tableau 5). Ces vols concernaient principalement des relevés qualifiés comme étant « larges » ($n = 69$) pour les deux périodes. La couverture était plus variable entre les vols effectués de 2003 à 2008 : en effet, 8 des 37 estimations étaient classées comme étant « ponctuelles » (22 %), comparativement à 2 des 42 estimations (5 %) pour la période de 2014 à 2019. Par exemple, la côte nord-ouest de Haida Gwaii a fait l'objet d'un large relevé en 2008, mais de nombreuses sections n'ont pu être couvertes (figure 2, panneau supérieur gauche). On a effectué un relevé de suivi distinct en 2010 pour cibler certaines portions de la côte nord-ouest et de la côte nord et obtenir ainsi une couverture complète « composée » (figure 2, panneau supérieur droit). En revanche, le coin

nord-ouest complet de l'île Graham a fait l'objet d'un relevé en 2017, ce qui a donné lieu à un relevé plus cohérent (figure 2, panneau inférieur gauche).

3.2.2. Reconstitutions des trajectoires pour les relevés sans trajectoires GPS (1966-2000)

Des reconstitutions des trajectoires et des estimations de la couverture ont été produites pour 121 relevés historiques sans trajectoires GPS (1966-2000). De plus, des reconstitutions des trajectoires ont été effectuées à partir de 38 relevés, datant de 2003 à 2008, qui comportaient des trajectoires GPS afin d'évaluer l'efficacité des reconstitutions (tableau 6; des reconstitutions supplémentaires pour 2009-2012 ont été incluses aux fins d'exhaustivité, mais elles ne sont pas utilisées dans la présente évaluation). La grande majorité des trajectoires reconstituées ont été classées comme étant « à grande portée » (85 %) et ont été effectuées dans le DG (n = 93). La figure 8 (panneaux de gauche) montre des exemples de reconstitutions de trajectoires SIG avec des couvertures estimées pour la baie Howe en 1988 et en 2008. Les couvertures estimées tirées des reconstitutions variaient de 5 % à 56 % pour les relevés « ponctuels » et de 40 % à 98 % pour les relevés « larges ».

3.2.3. Évaluation des reconstitutions des trajectoires

La comparaison de la trajectoire GPS à la trajectoire reconstituée pour un sous-ensemble de 38 vols effectués entre 2003 et 2012 (figure 9) a révélé que les deux méthodes étaient fortement corrélées ($r^2 = 0,78$), mais avec un effet significatif du type de relevé (large ou ponctuel; $f_{1,29} = 7,22$, $p = 0,012$). La corrélation s'est améliorée grâce à l'exclusion des relevés ponctuels et à la prise en compte exclusive des relevés à grande échelle ($r^2 = 0,96$), qui représentaient la majorité des reconstitutions de trajectoires pour les relevés historiques sans trajectoire de vol enregistrée.

3.3. DÉNOMBREMENTS

Les dénombrements non corrigés et les dénombrements entièrement corrigés pour 2015-2019 sont résumés par région et pour la Colombie-Britannique dans son ensemble dans le tableau 7. Les dénombrements par site d'échouerie (figure 10) sont disponibles sous forme d'[ensemble de données sur les phoques communs](#) sur le portail de données ouvertes du gouvernement.

3.3.1. Erreurs liées aux lecteurs

Il y avait une forte corrélation entre les dénombrements totaux de deux lecteurs qui ont dénombré les phoques communs à 446 sites d'échouerie, ce qui n'était pas significativement différent de la ligne 1:1 (figure 11, $r^2 = 0,95$). Par conséquent, aucune correction n'a été apportée pour tenir compte de l'erreur liée aux lecteurs.

3.4. FACTEUR DE CORRECTION D'ÉCHOUIERIE

Au total, 20 femelles et 12 mâles (21 adultes comparativement à 11 juvéniles) ont été munis d'émetteurs satellites dans le cadre de l'étude, ce qui a permis d'obtenir 44 494 heures de données sur les « activités des phoques ». La durée du déploiement a varié de 9 à 131 jours, bien que les émetteurs aient généralement été portés pendant environ 1 à 3 mois (Q1-Q3 = 36 à 84 jours). Sur les 32 phoques munis d'un émetteur, deux phoques ont quitté la zone d'étude et n'ont pas été pris en compte plus en détail dans notre analyse. Vingt-deux des 26 instruments récupérés étaient des émetteurs SPLASH qui ont donné accès à des registres complets de données détaillées sur les activités de plongée et d'échouerie. Les 10 autres émetteurs n'ont fourni que des données relayées : 6 unités étaient des émetteurs SPOT

déployés en 2019 (qui ne stockent pas de données) et 4 unités étaient des émetteurs SPLASH non récupérés qui avaient été déployés en 2020 ou 2021 (tableau 2). Nous avons grandement amélioré la quantité de données relayées en combinant les données satellites avec les données enregistrées par le récepteur UHF local (plus de 50 % pour certains déploiements). Notamment, les déploiements liés au plus grand nombre de données manquantes datent de 2019, lorsque la station de base de réception était située à l'île Entrance. Malgré les lacunes dans les données, la proportion de temps d'échouerie était similaire en 2019 pour les phoques dont les données étaient transmises seulement (70 %) et pour ceux dont les données étaient consignées (73 %).

3.4.1. Calcul du facteur de correction

La proportion de phoques hors de l'eau a d'abord été explorée à l'aide de l'ensemble complet de données, toutes les heures où il y avait au moins deux phoques par date-heure (événement) ayant été utilisées pour quantifier la corrélation du comportement de rassemblement en échouerie chez les individus. Dans l'ensemble, la proportion moyenne d'individus hors de l'eau était d'environ la moitié ($P = 31,7 \%$, $IC \pm 0,75 \%$, $n = 7\,295 \text{ h}$) de celle observée lorsque l'ensemble de données avait été filtré en fonction de conditions semblables à celles d'un relevé ($P = 76,1 \%$, $IC \pm 2,6 \%$, $n = 302 \text{ événements}$; voir la figure 12). Les données non filtrées présentaient une distribution large et relativement plate de la proportion d'individus hors de l'eau simultanément. Malgré un pic modeste survenant lorsque la moitié des phoques étaient hors de l'eau, les phoques étaient plus susceptibles d'être tous en mer à un moment donné, comme en témoigne le pic proéminent lorsqu'aucun phoque n'était hors de l'eau (figure 12).

La moitié des phoques munis d'un émetteur étaient hors de l'eau relativement fréquemment dans les données filtrées. En revanche, les phoques ont été le plus souvent observés simultanément tous hors de l'eau lorsqu'on limitait les données à des conditions semblables à celles d'un relevé. Dans ce cas, la distribution des données était biaisée vers la droite, mais à peu près centrée sur la proportion moyenne de phoques hors de l'eau simultanément.

Compte tenu de ces tendances, nous avons exploré les deux ensembles de données en regroupant les données en fonction du nombre de phoques fournissant simultanément de l'information et en calculant la variance binomiale et la variance bêta-binomiale pour chaque taille d'échantillon (équations 2 et 3, annexe B, figure 13). Comme prévu, l'écart a diminué en fonction du nombre de phoques munis d'un émetteur simultanément. Cependant, la variance était beaucoup plus élevée que la variance binomiale attendue lorsqu'on nous avons utilisé l'ensemble de données non filtrées, la variance étant nettement réduite lorsque nous avons limité les données à des conditions semblables à celles d'un relevé.

Les regroupements par taille d'échantillon (nombre de phoques munis d'un émetteur avec données) nous ont permis d'examiner l'erreur et l'intervalle de confiance autour de l'estimation globale de l'échouerie (P) générée à partir d'un nombre composite de phoques variant de deux à sept phoques (tableau 8). Le changement de ce nombre seuil de phoques de deux à sept a eu un effet important sur les données disponibles (réduction de 75 % des données disponibles lorsqu'il faut sept phoques), mais n'a entraîné qu'une légère augmentation de la proportion moyenne d'individus hors de l'eau (3 %), un léger élargissement de l'intervalle de confiance (de 2 % à 4 %) et une légère réduction de la variance empirique (0,02). Les erreurs-types étaient relativement faibles dans tous les scénarios, mais elles étaient plus faibles et stables lorsqu'au moins deux à quatre phoques fournissaient des données pour une heure précise (0,004; ensemble de données non filtrées) ou lorsqu'au moins trois à quatre phoques fournissaient des données pour un événement donné (0,012; conditions semblables à celles d'un relevé).

Le fait de limiter les données de type relevé aux événements regroupant simultanément un minimum de trois phoques a permis d'établir un équilibre entre la réduction de l'erreur (erreur-

type = 0,012), la réduction de la variance (0,035) et la maximisation des données ($n = 236$ événements). Par conséquent, la proportion moyenne d'individus hors de l'eau a été estimée à 0,785 et le FC afférent a été estimé à 1,274 ($1/0,785$), lequel a ensuite été appliqué aux dénombrements rajustés dans la présente évaluation (données issues des relevés de 2015 à 2019).

L'utilisation de données limitées à $n \geq 3$ phoques par événement et la prise en compte des distributions mixtes nous a permis de constater une corrélation élevée dans le comportement d'échouerie pour l'ensemble de données non filtrées avec $P = 0,385$ ($\rho = 0,291$) et une augmentation de 222 % de la variance. Le filtrage des données pour sélectionner des conditions semblables à celles d'un relevé selon un facteur de $P = 0,785$ a réduit la corrélation à une quantité négligeable ($\rho = 0,002$) et a entraîné une augmentation de 9 % de la variance.

3.5. ESTIMATIONS DE L'ABONDANCE

La correction des relevés antérieurs pour prendre en compte les zones non couvertes a donné lieu à une mise à jour des estimations pour 2003-2008. Les estimations régionales ont été additionnées pour chacune des différentes années de relevé, et un total de 112 422 phoques (IC à 95 %, de 108 820 à 119 434) a été estimé à l'échelle de la Colombie-Britannique. La projection des tendances du modèle pour chaque région jusqu'en 2008 nous a permis d'estimer le stock à 108 557 phoques (IC à 95 %, de 99 185 à 118 815). Ces estimations étaient similaires à l'estimation initiale (Olesiuk 2010) de 105 000 phoques (IC à 95 %, de 90 900 à 118 900).

La somme des estimations régionales pour chacune des différentes années de relevé (2015-2019) nous a donné (tableau 7) une estimation de l'abondance à l'échelle de la Colombie-Britannique de 84 497 phoques communs (IC à 95 %, de 81 160 à 87 970). En projetant les tendances du modèle pour chaque région jusqu'en 2019 (tableau 7), nous avons obtenu une estimation légèrement plus élevée, mais statistiquement similaire, de 86 015 phoques (IC à 95 %, de 74 745 à 98 983). Sous réserve de l'incertitude entourant les estimations régionales, nous avons conclu que le stock en 2019 était soit stable, soit avait légèrement diminué par rapport à l'évaluation de 2003-2008. L'utilisation des FC de 1990 a entraîné une augmentation des estimations de l'abondance de 22 % (figure 14).

Les estimations de l'abondance régionale variaient de 3 280 phoques (IC à 95 %, de 2 779 à 3 872) dans le PD à 35 478 phoques (IC à 95 %, de 32 860 à 38 304) dans le DG (tableau 7). Par rapport à la période d'évaluation précédente, l'abondance a augmenté sur la COIV, mais a diminué dans toutes les autres régions (tableau 9, figure 14).

D'après l'estimation de l'abondance projetée à l'échelle de la Colombie-Britannique en 2019, 43 % de la population côtière se trouverait dans le DG, avec une densité moyenne de 10,5 phoques par kilomètre (tableau 7). La région se situant au deuxième rang en importance serait HG (16 %), la COIV (14 %) et le NCC (12 %), avec des densités moyennes respectives de 2,9, 2,1 et 1,0 phoque(s) par kilomètre. Les autres zones (DRC, PD, CCC) constituaient 15 % de la population totale, avec des densités variant de 0,6 à 1,6 phoque par kilomètre.

3.6. ANALYSE DES TENDANCES

À l'exception de la COIV et du PD, on estime que l'abondance des phoques communs a augmenté dans toutes les régions de la Colombie-Britannique jusqu'au début ou au milieu des années 2000, puis qu'elle est demeurée stable ou qu'elle a montré des signes de déclin (figure 14). En revanche, l'abondance des phoques sur la COIV continue d'augmenter, alors qu'il n'y a aucune tendance dans le PD. Il y a une grande incertitude quant aux tendances de l'abondance dans la plupart des régions, en raison de l'incertitude de l'estimation initiale de

1966 et de la faible fréquence des relevés. Sur l'ensemble de la série chronologique, la correction visant à prendre en compte les sections du littoral n'ayant pas fait l'objet d'un relevé a entraîné l'ajout d'un nombre variable de phoques au total, soit entre 1 % et 95 % du total régional (tableau 9). L'interprétation de la stabilité ou du déclin de l'abondance dépend donc des corrections apportées pour prendre en compte la couverture du littoral. La modification des densités moyennes dans les sous-zones de plus ou moins 20 % n'a entraîné que de légers changements dans les tendances régionales de l'abondance, ce qui suggère une faible sensibilité à la densité présumée de phoques communs dans les zones n'ayant pas fait l'objet d'un relevé. En d'autres termes, bien que les estimations de l'abondance aient changé, la tendance régionale de l'abondance n'a pas changé. C'est ce que montre la figure 14, où les courbes de tendance de l'analyse de sensibilité (pointillées) sont demeurées à l'intérieur de l'IC à 95 % des meilleures estimations des tendances démographiques, à l'exception de la tendance dans le DRC. Bien que les rajustements aient été similaires pour cette région, celle-ci n'a fait l'objet d'un relevé que trois fois en 10 ans, et avec une faible couverture (>70 % d'omissions).

Nous avons additionné les tendances régionales (lignes prédites par le modèle) pour estimer la tendance de l'abondance des phoques communs en Colombie-Britannique. D'après la somme des tendances régionales, nous avons estimé que l'abondance des phoques communs à l'échelle de la Colombie-Britannique a augmenté à un taux annuel moyen de 7,25 % de 1966 à environ 1985, moment où le taux d'augmentation a ralenti. L'abondance a atteint un sommet de 115 000 individus en 2002 et est demeurée stable ou a légèrement diminué à un taux de 2,2 % depuis 2010. Il convient de noter que l'estimation de l'abondance du modèle en 1966 était supérieure à nos données, ce qui a pu influencer notre compréhension des taux d'accroissement du stock au sein des régions et dans l'ensemble de la Colombie-Britannique. La somme des tendances régionales a donné lieu à une estimation de 13 415 phoques en Colombie-Britannique en 1966, par opposition à l'estimation de départ approximative de 10 000 phoques en Colombie-Britannique tirée de la reconstitution historique d'Olesiuk (2010).

Les densités les plus élevées de phoques devraient se trouver dans le DG et, par conséquent, c'est la région qui a le plus intensivement fait l'objet de relevés entre 1996 et 2019. Pour comprendre la variation des taux d'augmentation, de la densité-dépendance et de la capacité de charge, des modèles thêta-logistiques distincts ont été adaptés à chaque sous-région du DG. L'abondance des phoques communs a augmenté dans toutes les sous-régions du DG des années 1970 au milieu des années 1990, après quoi elle s'est stabilisée (figure 15). Les modèles thêta-logistiques ont bien rajusté les données jusqu'au milieu des années 1990, après quoi les estimations de l'abondance ont été très variables. Au début des années 2000, il y a eu des déclinés notables de l'abondance dans les sous-régions de BAIEB et de FFRASER (voir la figure 1 pour obtenir les délimitations des sous-régions du DG). À cette époque, l'abondance estimée dans HOWSED était la plus élevée ou au deuxième rang des abondances jamais enregistrées, et supérieure à la capacité de charge rajustée thêta-logistique, ce qui indique peut-être des déplacements entre les sous-régions. L'estimation de l'abondance globale des phoques communs dans le DG en 2019 était égale ou inférieure à la capacité de charge rajustée. En général, les paramètres des modèles thêta-logistiques sont fortement corrélés et, par conséquent, difficiles à estimer. Les estimations du taux d'accroissement maximal pour chaque sous-région variaient de 0,08 à 0,28 par année. Le thêta, qui exprime le ralentissement du taux de croissance d'une population à mesure que l'abondance augmente (paramètre de forme), variait de 6,6 à 32,3 (tableau 10).

3.7. PRÉLÈVEMENT BIOLOGIQUE POTENTIEL (PBP)

Les phoques communs sont actuellement abondants et l'on pense qu'ils sont près des niveaux historiques, avec des tendances à la hausse ou stables dans toute la Colombie-Britannique (Olesiuk 2010; la présente évaluation). Conformément aux lignes directrices sur les divers niveaux de facteur de rétablissement à utiliser au Canada (MPO 2018), les niveaux répondent aux critères d'un facteur de rétablissement ($F_R = 1$). D'après l'abondance projetée à l'échelle de la côte jusqu'en 2019 et une N_{\min} de 81 575, le PBP pour le stock de la Colombie-Britannique est de 4 895 phoques.

La certitude des tendances variait d'une région à l'autre et, par conséquent, les valeurs de F_R variaient de 0,1 à 1 (tableau 11). Les estimations des PBP fondées sur les estimations et les incertitudes régionales variaient de 18 phoques dans le PD à 2 069 phoques dans le DG (tableau 11).

4. ANALYSE

4.1. ESTIMATIONS DE L'ABONDANCE ET TENDANCES AFFÉRENTES

L'évaluation actuelle indique un léger déclin de l'abondance des phoques communs dans les eaux de la Colombie-Britannique par rapport à l'estimation de 2008. Cependant, une incertitude existe quant aux estimations pour les deux périodes, à l'application des FC d'échouerie propres au DG à toutes les régions, et à la correction visant à prendre en compte la couverture du littoral. Néanmoins, l'estimation actuelle est probablement plus fiable, car la couverture des relevés est passée d'environ 70 % du littoral de la Colombie-Britannique dans l'évaluation d'Olesiuk (2010) à 91 % du littoral de la Colombie-Britannique dans l'évaluation de 2019 (c.-à-d. 24 774 km et 33 863 km, respectivement). Le nombre de phoques communs a augmenté, passant de 46 601 individus dans Olesiuk (2010) à 59 123 individus dans la présente évaluation. Cependant, le taux de détection des phoques a diminué dans les zones ayant nouvellement fait l'objet d'un relevé, car la différence en pourcentage de couverture (27 %) a dépassé les différences dans les dénombrements (21 %). Cela appuie la perception selon laquelle la population de phoques communs en Colombie-Britannique est stable ou en léger déclin.

Dans toutes les régions, à l'exception de la COIV, les estimations de l'abondance les plus récentes étaient inférieures aux estimations précédentes effectuées avec des IC qui ne se chevauchaient pas. L'estimation récente était plus élevée qu'en 2008 pour la COIV. Il existe divers degrés d'incertitude dans les rajustements modélisés pour ces régions (compte tenu du manque de données de relevé et des corrections concernant les lignes de côte omises), mais les modèles indiquent une tendance à la hausse de l'abondance sur la COIV, des tendances à la baisse dans le DRC, le CCC et HG, et des tendances stables dans le NCC. Il y a une différence significative dans l'estimation de l'abondance de 2019 dans le DG lorsqu'on applique l'ancien et le nouveau FC, ce qui a également une incidence sur notre perception du déclin depuis le milieu des années 2000. L'application des nouveaux FC dans les zones à l'extérieur du DG à la période 2015-2019 a eu peu d'effet sur les tendances en matière d'abondance. Cependant, il faut être prudent dans l'interprétation des tendances en matière d'abondance. Bien que l'utilisation d'un nouveau FC soit justifiée, elle représente une modification importante de la façon dont les données sont traitées. La validité de l'application de tout FC dans le temps (que ce soit aux années 1990 ou 2020) est incertaine. Nous avons contextualisé les tendances en matière d'abondance en les « ancrant » à une population de départ d'environ 10 000 phoques, d'après la reconstitution historique de la population de la Colombie-Britannique d'Olesiuk (2010). La somme des rajustements régionaux du modèle suggérait plutôt

une population de départ estimée à environ 13 400 phoques. En l'absence d'une taille initiale de la population établie, le modèle a estimé une abondance irréaliste de phoques dans les années 1960 (> 50 000 phoques; Olesiuk 2010). Comme la taille initiale de la population était approximative (Olesiuk 2010), nous mettons en garde contre l'utilisation de la tendance modélisée pour calculer les taux d'accroissement de la population sur l'ensemble de la série chronologique. Une autre limite de l'analyse était liée aux grandes lacunes dans la couverture des relevés avant les années 2000. Bien que les différences dans la couverture des relevés aient été prises en compte dans la présente évaluation, grâce à la couverture accrue, il y a une plus grande confiance dans les données acquises depuis le début des années 2000 et les tendances au cours de cette période.

Les relevés ont été globalement similaires dans le DG entre 1992 et 2014, avec des dénombrements stables d'environ 23 000 phoques, ce qui se traduit par une abondance moyenne estimée à environ 40 000 phoques (Majewski et Ellis 2021). En 2019, les dénombrements ont augmenté pour la première fois depuis 1994, mais la couverture des relevés était à son maximum, étant passée d'environ 75 % à 85 % des zones pouvant faire l'objet d'un relevé dans le DG, bien que toutes les estimations de l'abondance précédentes aient été remaniées pour tenir compte des différences dans la couverture des relevés. Dans le DG, l'estimation de l'abondance de 2019 était inférieure à celle de 2014, notamment en raison de la mise à jour des FC, mais les IC des deux estimations se chevauchaient, ce qui suggère que la population n'a pas changé ou a légèrement diminué au cours de cette période. L'abondance moyenne estimée a rebondi dans le DG depuis le milieu des années 1990, mais la tendance du modèle additif généralisé, rajustée selon les estimations de l'abondance dans le DG, suggère que la population a atteint un sommet au début des années 2000 et est en déclin depuis ce temps. Le modèle thêta-logistique n'a pas la même souplesse que le MAG et ne peut donc pas être adapté au déclin actuel de l'abondance observé. La tendance selon le modèle thêta-logistique de l'abondance des phoques communs dans le DG est similaire à ce qui a été signalé dans le passé (Olesiuk 2010; Majewski et Ellis 2021), soit une augmentation des années 1970 au milieu des années 1990, après quoi l'abondance des phoques s'est stabilisée et a semblé varier en fonction de la capacité de charge. Le modèle n'a pas révélé les tendances récentes à la baisse, lesquelles ont été mieux prises en compte par le MAG.

Parallèlement à l'augmentation du nombre de phoques dans le DG, une augmentation de la proportion d'animaux hors de l'eau pendant la période de relevé a également été consignée, la proportion étant passée de 62 % au milieu des années 1990 à 78,5 % actuellement. On ne sait pas exactement à quel moment le changement dans le profil d'échouerie s'est produit ni avec quelle rapidité il s'est produit, et nos résultats montrent à quel point l'évaluation de l'abondance du phoque commun est sensible aux FC visant à prendre en compte les individus en mer. Nous avons peut-être eu l'impression, à tort, que la population était stable, en raison d'un FC désuet, ou peut-être s'agit-il d'un phénomène récent. Une future analyse de déploiements comparables effectués par le Washington Department of Fish and Wildlife dans la baie Puget en 2014 et 2016 et des données du MPO concernant la période 2007-2010 dans le DG pourraient fournir une indication de la période à laquelle les changements se sont produits. Parmi les principales hypothèses permettant d'expliquer le déclin de l'abondance des phoques dans le DG, notons la présence accrue d'épaulards de Bigg (Shields *et al.* 2018). Shields *et al.* (2018) ont estimé qu'en 2017, environ 240 épaulards de Bigg ont passé 3 328 jours-épaulards dans la mer des Salish et ont consommé entre 900 et 1 300 phoques (moyenne de 1 090 phoques). Puisque toutes les estimations des paramètres étaient prudentes dans le modèle bioénergétique, les auteurs ont conclu qu'il est probable que le nombre réel de phoques tués par prédation dépasse de loin cette estimation (Shields *et al.* 2018). Une augmentation de la prédation par les épaulards de Bigg pourrait expliquer les déclinés de l'abondance observés dans quatre des sept régions. L'évitement accru des prédateurs en raison d'un risque élevé de prédation est

également un mécanisme pouvant expliquer l'augmentation observée de la proportion de phoques hors de l'eau entre les années 1990 et la période de notre étude (2019-2021).

Les tendances en matière d'abondance estimée des phoques communs en Colombie-Britannique sont similaires à celles observées ailleurs dans le nord-ouest du Pacifique (Muto *et al.* 2020; Carretta *et al.* 2021). Les tendances régionales (étatiques) et locales (sous-régions/stocks) de l'abondance aux États-Unis ont été surveillées à divers intervalles de temps de la Californie à l'Alaska depuis les années 1970, ce qui a révélé divers schémas spatiaux dans les tendances des stocks. En 2018, diverses tendances (diminutions, augmentations et aucun changement) ont été consignées pour les 12 stocks identifiés en Alaska (Carretta *et al.* 2021). La dernière évaluation menée en Californie, en 2012, suggère que l'abondance s'est stabilisée après un déclin par rapport au sommet de 2005 (Muto *et al.* 2020). Bien que les dernières évaluations pour l'État de Washington (1999) et l'Oregon (2004) soient désuètes, les résultats reflètent ceux du DG pour la même période : une augmentation jusqu'au début des années 1990, puis une stabilisation de l'abondance (Muto *et al.* 2020).

4.2. COUVERTURE DES RELEVÉS

Les relevés pour 2015-2019 ont permis la plus grande couverture de la côte de la Colombie-Britannique à ce jour, et le moins de corrections pour prendre en compte les zones n'ayant pas fait l'objet d'un relevé. Cette faible correction a eu une incidence importante sur les résultats, en particulier en ce qui a trait à l'ensemble de données historiques, qui concerne une époque où de grandes portions de la côte n'étaient pas couvertes. Par exemple, seuls 5 000 phoques (6 % de l'abondance totale) ont été ajoutés au total dans l'évaluation actuelle, comparativement à 31 000 phoques en 2008 (28 % du total). Bien que les tendances régionales en matière d'abondance se soient avérées insensibles aux hypothèses de densité des phoques pour les parties omises de la côte, il pourrait être nécessaire de préciser les corrections de la densité et d'en réduire les échelles spatiales afin d'intégrer et de refléter l'éventail des caractéristiques complexes de la côte et de l'habitat disponible pour les phoques. La couverture étendue obtenue au cours de la période de relevé 2015-2019 pourrait ne pas être possible dans les futurs relevés. Dans ce contexte, une analyse plus approfondie des tendances en matière de densité régionale pourrait aider à orienter et à affiner les futurs travaux de relevé ainsi que les estimations de l'abondance fondées sur l'ensemble de données historiques.

Avant 2003, la couverture des relevés n'était prise en compte qu'en appliquant une correction selon la proportion de sites d'échouerie dans une sous-zone (Oleisuk 2010; annexe 2). L'évaluation de 2008 de la population côtière de la Colombie-Britannique a marqué la première fois où une correction (à l'aide d'une estimation de la densité sur le littoral) a été appliquée pour prendre en compte les zones n'ayant pas fait l'objet d'un relevé. Il est important de déterminer la couverture des relevés pour estimer les tendances en matière d'abondance au fil du temps. Les deux méthodes d'estimation de l'effort dans une région (trajectoires de vol et SIG) se sont avérées comparables, car elles ont fourni des estimations presque identiques de la couverture du littoral. D'autres améliorations de cette approche, y compris la quantification des erreurs liées aux passages répétés, pourraient être justifiées à l'avenir.

4.2.1. Relevés avec trajectoires GPS (2003-2019)

Au cours de la période 2003-2008, des trajectoires de vol ont été enregistrées pour deux relevés dans le DG et pour certains des premiers relevés dans les sous-régions du CCC et du NCC. La couverture au cours de cette période était généralement plus variable d'une année à l'autre. Dans certaines sous-régions à l'extérieur du DG, il était courant qu'un relevé englobe une large bande une année, puis cible une partie précise (souvent n'ayant pas fait l'objet d'un relevé auparavant) de l'aire de répartition lors d'une autre année. Cela résultait

souvent d'une topographie complexe, les principaux détroits se ramifiant en une série de bras de mer et de canaux. En partie grâce aux leçons tirées des enregistrements GPS antérieurs, depuis 2014, les relevés ont été effectués de manière plus uniforme dans le temps : la plupart des régions ont fait l'objet d'un relevé durant la même année. Deux relevés complets ont été réalisés dans le DG (Majewski et Ellis 2021; la présente évaluation), et des relevés synoptiques ont visé les sous-régions des six autres régions.

4.2.2. Reconstitutions des trajectoires pour les relevés sans trajectoires GPS

La technique d'orientation SIG a permis de recréer des trajectoires entre les échoueries qui imitaient des relevés aériens qui ne vont pas d'un point à l'autre, mais qui suivent plutôt les contours du littoral à marée basse. Cependant, afin de recréer les mécanismes de relevé de base, nous avons ajouté un ensemble minimal d'ancrages (pseudopoints) à la reconstitution pour chaque sous-région. Les trajectoires recréées doivent commencer et se terminer en un point particulier, tandis que la plupart des vols doivent transiter à l'intérieur et à l'extérieur d'une zone et intégrer généralement ces déplacements dans le relevé. Des ancrages sélectionnés ont été ajoutés afin de fournir un point de départ et d'arrivée logique pour les trajectoires, s'il y avait lieu, par exemple lorsqu'une base d'hydravions précise était utilisée ou lorsque des sous-régions adjacentes étaient couvertes en série.

Les relevés ponctuels ont été plus difficiles à traiter. Cependant, ils ne représentaient qu'une petite partie des reconstitutions utilisées. Quelle que soit la classification, les estimations de la couverture du littoral générées par la technique d'orientation SIG doivent être considérées comme des estimations minimales de la couverture des relevés. Malgré les problèmes liés à la méthode, les reconstitutions SIG n'ont été que peu utilisées dans les sous-régions les moins performantes, puisque la majorité de ces sous-régions n'avaient pas été couvertes par les vols dans le passé (c.-à-d. avant 2003). Par conséquent, tous les relevés à l'intérieur de leurs limites comprenaient des trajectoires GPS.

4.3. FACTEUR DE CORRECTION D'ÉCHOUERIE

La taille de l'échantillon lié au déploiement des instruments était similaire à celle des années 1990 ($n =$ environ 30), sur laquelle toutes les estimations précédentes de l'abondance en Colombie-Britannique ont été basées à ce jour (Olesiuk 2010; Majewski et Ellis 2021). Les déploiements mis à jour étaient plus restreints dans le DG que dans les années 1990 (essentiellement une localité comparativement à trois) en raison des politiques très restrictives sur les déplacements liées à la réponse du MPO à la COVID-19. Cependant, la taille de l'échantillon était plus équilibrée en ce qui concerne les classes de taille et les sexes (65 % d'adultes, 35 % de juvéniles; 63 % de femelles, 37 % de mâles). Le marquage effectué dans les années 1990 était légèrement plus biaisé en faveur des individus adultes (70 % du total).

L'augmentation substantielle observée des proportions d'échouerie depuis les années 1990 est due à l'utilisation d'un cadre bêta-binomial, qui concentre le calcul du FC et son erreur sur un sous-ensemble de données concernant les périodes où les phoques sont plus susceptibles d'être hors de l'eau. Cette stratégie a éliminé une grande partie de l'écart excédentaire, bien qu'il ait été difficile de calculer les écarts pour appliquer le CV approprié aux FC estimés, car les données étaient composées de différents nombres de phoques, comme il a été mentionné précédemment. Nous avons trouvé une forte corrélation ($\rho = 0,291$) en ce qui concerne l'ensemble complet et non filtré des données sur les comportements d'échouerie. C'est-à-dire qu'au cours d'une journée entière, la probabilité qu'un phoque se trouve hors de l'eau était fortement corrélée selon les individus, ce qui a produit une estimation trop dispersée, avec une grande variabilité (CV élevé), de la proportion d'individus hors de l'eau. La limitation des données aux seules conditions de relevé (périodes matinales de quatre heures pendant

certaines marées basses) a réduit à la fois la corrélation dans le comportement d'échouerie entre les congénères à une valeur négligeable ($p = 0,002$), ainsi que la surdispersion. Cela semble contre-intuitif, mais lorsque presque tous les individus (78,5 %) étaient hors de l'eau dans ces conditions, le comportement subséquent des phoques n'avait aucune influence sur le comportement des autres phoques. Il est probable que les écarts aient été plus faibles parce que la majorité des phoques présentaient un comportement similaire, ce qui confirme l'efficacité de la période de relevé pour optimiser les dénombrements.

Dans la présente évaluation, l'abondance et la variance de l'abondance ont été calculées pour chaque sous-région, puis les données de toutes les sous-régions ont été additionnées pour obtenir des estimations régionales et à l'échelle de la Colombie-Britannique. Le comportement corrélé des phoques hors de l'eau se produit probablement à une échelle spatiale entre un site d'échouerie et une sous-région. Compte tenu de cette incertitude, l'utilisation de la sous-région comme unité de stratification spatiale semblait être un compromis raisonnable entre le calcul de la variance de l'abondance au site d'échouerie et à l'échelle régionale (voir l'annexe B.4).

D'un point de vue écologique, nous émettons l'hypothèse qu'un changement de comportement (plus grande proportion de phoques hors de l'eau) peut être attribuable à deux facteurs, qui peuvent ou non s'exclure mutuellement : une augmentation des sources de nourriture primaires (abondance des proies) et une augmentation des prédateurs primaires (p. ex. les épaulards de Bigg). La biomasse reproductrice de hareng a atteint des sommets presque historiques dans le DG depuis les creux documentés au milieu des années 2000 (Boldt *et al.* 2020), tandis que le temps d'alimentation des épaulards de Bigg dans le DG a au moins quadruplé au cours de la dernière décennie (Shields *et al.* 2018), et leur population a augmenté (Towers *et al.* 2019). Des épaulards de Bigg ont été observés presque quotidiennement dans le DG ces dernières années, ce qui était rare au cours des décennies précédentes. Les phoques peuvent passer moins de temps à chercher de la nourriture ou plus de temps à éviter les prédateurs, ce qui augmente la proportion d'animaux hors de l'eau à un moment donné (quelle que soit la principale raison). Les aires d'alimentation individuelles des phoques communs semblent également être plus restreintes (< 10 km; Nordstrom, non publié) par rapport aux valeurs indiquées dans la littérature (10 km; Suryan et Harvey 1998; Härkönen et Harding 2001; Cunningham *et al.* 2009, Peterson *et al.* 2012). L'augmentation de l'abondance d'autres espèces de mammifères marins pourrait également accroître la complexité des interactions dans l'écosystème et augmenter le potentiel d'interactions compétitives, en particulier en ce qui concerne la consommation de poissons-fourrages. La présence et l'abondance des otaries ont également augmenté au cours de cette période (Olesiuk 2018; MPO 2021; MPO 2023), tout comme la présence de cétacés, en particulier les rorquals à bosse et le marsouin commun (Wright *et al.* 2021). À l'inverse, il y a eu de fortes baisses de l'abondance du saumon chinook et du saumon coho, deux espèces piscivores (Zimmerman *et al.* 2015; Ruff *et al.* 2017).

4.4. PBP

Le PBP a été estimé en fonction de l'estimation de l'abondance à l'échelle de la côte de la Colombie-Britannique en 2019. L'hypothèse sous-jacente est que les phoques de la Colombie-Britannique seraient tous considérés comme appartenant à une seule population biologique relativement mobile. Cependant, les phoques communs sont très fidèles à leurs zones natales (Härkönen et Harding 2001). La différenciation génétique entre les groupes de phoques du Pacifique nord-est a été détectée à l'échelle de quelques centaines de kilomètres le long d'une aire de répartition continue de plus de 15 000 km (Stanley *et al.* 1996, O'Corry-Crowe *et al.* 2001, Westlake et O'Corry-Crowe 2002), et une diversité génétique accrue émerge à plus petite échelle (Sutherland *et al.* 2024), ce qui laisse croire que les sous-populations pourraient devoir être gérées à l'échelle locale. Le fait de ne pas tenir compte de la sous-structure de la

population dans l'attribution du PBP pourrait entraîner un épuisement local. Les différentes tendances régionales de l'abondance décrites dans la présente évaluation indiquent que les populations régionales pourraient se rétablir à des rythmes différents, ce qui est corroboré par la grande variation des taux d'accroissement estimés à partir des modèles thêta-logistiques de l'abondance des phoques dans les sous-régions du DG.

D'autres façons d'examiner la question de la variation spatiale de la densité des phoques communs à la lumière des allocations régionales potentielles du PBP pourraient consister à rajuster les paramètres d'entrée du calcul du PBP, à savoir le facteur de récupération F_r , à l'échelle régionale. Cela reflète la proposition de Brandon *et al.* (2017), soit une hiérarchie à plusieurs niveaux selon la disponibilité des données (de riche à pauvre en données). Un système de niveaux de PBP permet d'utiliser la meilleure information disponible pour chaque stock, en tenant compte des différents types et niveaux d'incertitude qui existent entre les stocks. Cette approche a été appliquée à la présente évaluation. Les différentes régions ont été traitées comme des « stocks » indépendants afin de calculer les PBP propres à chaque région en fonction des tendances respectives et des dernières estimations de l'abondance. À l'inverse, une évaluation de la stratégie de gestion propre au phoque commun comptant des objectifs de gestion clairement définis pourrait être entreprise. Toutefois, il faudrait revoir les lignes directrices actuelles en matière de récolte et effectuer une analyse spatiale approfondie, qui dépasse la portée de la présente évaluation.

5. CONCLUSIONS

La taille de la population de phoques communs en Colombie-Britannique est stable ou en léger déclin depuis le début des années 2000. Des dénombrements aériens normalisés fournissent un indice reproductible de l'abondance des phoques communs dans les eaux de la Colombie-Britannique (Olesiuk *et al.* 1999; Olesiuk 2010). Les relevés reflètent encore toute l'inexactitude inhérente aux dénombrements visuels des individus, dont le comportement de rassemblement en échouerie varie selon l'état de marée, les conditions environnementales, l'incertitude liée aux facteurs de correction ainsi que l'immigration dans la région de recensement et l'émigration en dehors de celle-ci (Olesiuk 2010). La présente évaluation représente également une rupture de la continuité en raison du roulement du personnel du programme et de l'intégration de mises à jour clés à tous les niveaux du processus : étendue et méthodes des relevés, traitement des données, rajustement/correction des dénombrements pour l'estimation de l'abondance, estimations des erreurs et modélisation des tendances de l'abondance. Bien que les vols de recensement aient été effectués de la même manière, le nombre d'observateurs (sans compter le pilote) a généralement augmenté au fil du temps, passant d'une personne à deux (et parfois trois), tout comme le nombre de personnes qui ont effectué des dénombrements à partir de photos. Un équipement de photographie récent et des écrans ultra haute résolution ont été ajoutés pour prendre des images et dénombrer des individus souvent difficiles à repérer. Ensemble, ces améliorations ont probablement permis d'obtenir des dénombrements plus exacts et précis dans l'ensemble. Le remaniement des estimations de l'abondance antérieures basées sur la mise à jour des densités côtières, et les FC d'échouerie basés sur de nouveaux déploiements d'émetteurs satellites et différents moyens d'estimation des erreurs ont probablement amélioré la série chronologique. Cependant, des questions demeurent. De futures études sont proposées pour évaluer les changements dans la phénologie de la mise bas et pour mieux définir la différence dans la période de mise bas entre les régions du nord et du sud de la Colombie-Britannique. De plus, il n'est pas clair si le comportement relatif au rassemblement en échouerie des phoques, en particulier en ce qui concerne les conditions des relevés, est uniforme dans toute la Colombie-Britannique. L'élaboration de facteurs de

correction pour les zones à l'extérieur du DG est nécessaire et est considérée comme un objectif clé pour les évaluations futures.

6. REMERCIEMENTS

Nous sommes reconnaissants à Michael Bigg et Peter Olesiuk d'avoir établi les relevés normalisés des phoques communs utilisés dans cette évaluation; à Peter Olesiuk pour son travail visant à poursuivre les séries chronologiques, à élargir la couverture des relevés, à élaborer des facteurs de correction et à effectuer des reconstitutions historiques des populations de phoques communs en Colombie-Britannique; et à Graeme Ellis pour avoir volontiers partagé ses connaissances et son expérience inestimables. Merci aux nombreuses personnes qui ont aidé à planifier et à réaliser les vols de relevé et les captures de phoques; et à Elise Keppel, Kai Meyer, Colin Novak, Johanna Fee, Brianna Cairns et Lisa Spaven, qui ont participé aux dénombrements. Nous sommes reconnaissants à l'équipe SIG du MPO, composée de Cole Fields, Kayleigh Gillespie et Michelle Bigg, de s'être gracieusement chargée de notre projet d'orientation, qui nous a aidés à respecter nos échéanciers. Merci au Programme des espèces en péril du MPO, à World Class Measures (WCM), au Programme sur les données environnementales côtières de référence du Plan de protection des océans (PPO) du MPO, à la Réserve de parc national, réserve d'aire marine nationale de conservation et site du patrimoine haïda Gwaii Haanas (Parcs Canada) et au Centre d'expertise sur les mammifères marins (CEMAM) pour avoir fourni des fonds pour la réalisation des relevés et des analyses subséquentes. Un merci spécial aux pilotes Louis Rouleau et Katie Waito pour leurs compétences en aviation, leur œil averti et leur enthousiasme contagieux, et pour avoir assuré notre sécurité pendant les relevés.

7. RÉFÉRENCES CITÉES

- Bigg MA. 1969a. Clines in the Pupping Season of the Harbour Seal, *Phoca vitulina*. J Fish Res Board Canada. 26(2):449–55.
- Bigg MA. 1969b. The Harbour Seal in British Columbia. J Fish Res Board Canada. (172):33.
- Bjørge A, Thompson D, Hammond P, Fedak M, Bryant E, Aarefjord H, Roen R, Olsen M. 1995. Habitat use and diving behaviour of harbour seals in a coastal archipelago in Norway. In: Developments in marine biology 1995 Jan 1 (Vol. 4, pp. 211-223). Elsevier Science.
- Boldt JL, Javorski A, Chandler PC, (Eds.). 2021. [State of the Physical, Biological and Selected Fishery Resources of Pacific Canadian Marine Ecosystems in 2020](#). Can Tech Rep Fish Aquat Sci. 3434:vii + 231 p.
- Brandon JR, Punt AE, Moreno P, Reeves RR. 2017. Toward a tier system approach for calculating limits on human-caused mortality of marine mammals. ICES J Mar Sci. 74(3):877–87.
- Burg TM, Trites AW, Smith MJ. 1999. Mitochondrial and microsatellite DNA analyses of harbour seal population structure in the northeast Pacific Ocean. Can J Zool. 77(6):930–43.
- Carretta J V, Forney KA, Oleson EM, Weller DW, Aimee R, Baker J, et al. 2021. U.S. Pacific Marine Mammal Stock Assessments: 2020. US Dep Commer NOAA Tech Memo. NMFS-SWFSC(646):394.
- Chasco BE, Kaplan IC, Thomas AC, Acevedo-Gutiérrez A, Noren DP, Ford MJ, et al. 2017. [Competing tradeoffs between increasing marine mammal predation and fisheries harvest of Chinook salmon](#). Sci Rep. 7(1):15439.

-
- Chasco B, Kaplan IC, Thomas A, Acevedo-Gutiérrez A, Noren D, Ford MJ, et al. 2017. [Estimates of Chinook salmon consumption in Washington State inland waters by four marine mammal predators from 1970 to 2015](#). Can J Fish Aquat Sci. [cited 2017 Sep 25];74(8):1173–94.
- Cordes LS, Thompson PM. 2015. Mark-resight estimates of seasonal variation in harbor seal abundance and site fidelity. Popul Ecol. 57(3):467–72.
- Cottrell PE. 1995. Diet, activity budgets, and movement patterns of harbour seals (*Phoca vitulina*) in Cowichan Bay and adjacent areas. M.S. thesis, University of Victoria, British Columbia. 118p.
- Cunningham L, Baxter JM, Boyd IL, Duck CD, Lonergan M, Moss SE, et al. 2009. Harbour seal movements and haul-out patterns: Implications for monitoring and management. Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst. 19(4):398–407.
- DFO. 2007. Recovery Strategy for the Transient Killer Whale (*Orcinus orca*) in Canada. Species At Risk Act Recovery Strategy Series.
- Dietz R, Teilmann J, Andersen SM, Rigét F, Olsen MT. 2013. Movements and site fidelity of harbour seals (*Phoca vitulina*) in Kattegat, Denmark, with implications for the epidemiology of the phocine distemper virus. ICES Journal of Marine Science. Jan 1;70(1):186–95.
- Doniol-Valcroze T, Mosnier A, Hammill MO. 2016. [Testing estimators of walrus abundance: insights from simulations of haul-out behaviour](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/040. v + 18 p.
- Ford J, Stredulinsky EH, Towers JR, Ellis GE. 2013. [Information in Support of the Identification of Critical Habitat for Transient Killer Whales \(*Orcinus orca*\) off the West Coast of Canada](#). DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/155. iv + 46 p.
- Härkönen T, Harding KC. 2001. Spatial structure of harbour seal populations and the implications thereof. Can J Zool. 79(12):2115–27.
- Harvey JT. 1987. Population dynamics, annual food consumption, movements, and dive behaviors of harbor seals, *Phoca vitulina richardsi*, in Oregon. Oregon State University.
- Huber HR, Dickerson BR, Jeffries SJ, Lambourn DM. 2012. Genetic analysis of Washington state harbor seals (*Phoca vitulina richardsi*) using microsatellites. Can J Zool. 90(12):1361–9.
- Huber HR, Jeffries SJ, Lambourn DM, Dickerson BR. 2010. [Population substructure of harbor seals \(*Phoca vitulina richardsi*\) in Washington State using mtDNA](#). Can J Zool. 88(3):280–8.
- Huber HR, Jeffries SJ, Brown RF, DeLong RL, VanBlaricom G. 2001. [Correcting aerial survey counts of harbor seals \(*Phoca vitulina richardsi*\) in Washington and Oregon](#). Mar Mammal Sci. Apr [cited 2016 Nov 11];17(2):276–93.
- Jansen JK, Brady GM, Hoef JMV, Boveng PL. 2015. [Spatially estimating disturbance of harbor seals \(*Phoca vitulina*\)](#). Crocker DE, editor. PLoS One. Jul 1 [cited 2018 May 10];10(7):e0129798.
- Jeffries SJ, Huber HR, Calambokidis JC, Laake JL. 2003. Trends and Status of Harbor Seals in Washington State: 1978–1999. J Wildl Manag Wildl Manag. 67(1):207.
- Lance MM, Chang WY, Jeffries SJ, Pearson SF, Acevedo-Gutiérrez A. 2012. [Harbor seal diet in northern Puget Sound: implications for the recovery of depressed fish stocks](#). Mar Ecol Prog Ser. Sep 19 [cited 2016 Nov 11];464:257–71.
-

-
- Lesage, V., Hammill, M.O., and K.M. Kovacs. 2004. Long distance movements of harbour seals from a seasonally ice-covered area, the St Lawrence River estuary, Canada. *Canadian Journal of Zoology* 82(7): 1070-1081
- Li L, Ainsworth C, Pitcher T. 2010. [Presence of harbour seals \(*Phoca vitulina*\) may increase exploitable fish biomass in the Strait of Georgia](#). *Prog Oceanogr.* 87(1–4):235–41.
- London JM, Hoef JM, Jeffries SJ, Lance MM, Boveng PL. 2012. Haul-out behavior of harbor seals (*Phoca vitulina*) in Hood Canal, Washington. Gravenor MB, editor. *PLoS One*. 2012 Jun 18 [cited 2016 Nov 11];7(6):e38180.
- Lowry LF, Frost KJ, Ver Hoep JM, Delong RA. 2001. Movements of satellite-tagged subadult and adult harbor seals in Prince William Sound, Alaska. *Marine Mammal Science*. Oct;17(4):835-61.
- Majewski, S. P. and Ellis, G.M. 2022. [Abundance and distribution of Harbour Seals \(*Phoca vitulina*\) in the Strait of Georgia, British Columbia; synthesis of the 2014 aerial survey and long-term trends](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2022/060. iv + 59 p.
- MPO. 2018. [Avis sur le prélèvement de béluga \(*Delphinapterus leucas*\) dans l'est et l'ouest de la baie d'Hudson](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/008. (Erratum : Septembre 2020)
- MPO. 2021. [Tendances de l'abondance et de la répartition de l'otarie de Steller \(*Eumetopias jubatus*\) au Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/035.
- MPO. 2023. [Estimation de l'abondance des otaries de Californie au Canada \(2020–2021\)](#). Secr. can. des avis. sci. du MPO. Avis sci. 2023/016.
- Muto MM, Helker VT, Delean BJ, Young NC, Freed JC, Angliss RP, et al. 2021. Alaska marine mammal stock assessments, 2020. US Dep Commer, NOAA Tech Memo. NMFS-AFSC(421):398.
- Nelson BW, Walters CJ, Trites AW, McAllister MK. 2019. Wild Chinook salmon productivity is negatively related to seal density and not related to hatchery releases in the Pacific Northwest. *Can J Fish Aquat Sci.* 76(3):447–62.
- Nelson BW, Pearson SF, Anderson JH, Jeffries SJ, Thomas AC, Walker WA, Acevedo-Gutiérrez A, Kemp IM, Lance MM, Loudon A, Voelker MR. 2021. Variation in predator diet and prey size affects perceived impacts to salmon species of high conservation concern. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 78(11):1661-76.
- Nelson BW, Walters CJ, Trites AW, McAllister MK. 2023. Comparing lethal and non-lethal methods of active population control for harbor seals in British Columbia. *The Journal of Wildlife Management* 87:e22400.
- NMFS. 2016. Guidelines for Preparing Stock Assessment Reports Pursuant to Section 117 of the Marine Mammal Protection Act. 23.
- Nordstrom CA. 2002. Haul-out selection by pacific harbor seals (*Phoca vitulina richardii*): Isolation and perceived predation risk. *Mar Mammal Sci.* 18(1):194–205.
- O'Corry-Crowe G, Storey RL, DeAngelis ML, Campbell DG, Martien KK, Taylor BL. 2001. Molecular genetic investigations of harbor seal stock structure in Alaska. Harbor seal investigations in Alaska annual report NOAA grant NA87FX03000. 304.
- Olesiuk PF, Bigg GM, Crookford SJ, Wigen RJ. 1990a. An assessment of the feeding habits of harbor seals (*Phoca vitulina*) in the Strait of Georgia, British Columbia, based on scat analysis. *Can Tech Rep Fish Aquat Sci.* 1730.
-

-
- Olesiuk PF. 1999. [An assessment of the status of harbour seals \(*Phoca vitulina*\) in British Columbia](#). Can. Sci. Advis. Secr. Res. Doc. 1999/33. 71 p.
- Olesiuk PF. 2010. [An assessment of population trends and abundance of harbour seals \(*Phoca vitulina*\) in British Columbia](#). DFO. Can. Sci. Advis. Secr. Res. Doc. 2009/105.
- Olesiuk PF, Bigg MA, Ellis GM. 1990b. Recent trends in the abundance of harbour seals, *Phoca vitulina*, in British Columbia. Can J Fish Aquat Sci. 47(5):992–1003.
- Pebesma, E., 2018. [Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data](#). The R Journal 10 (1), 439-446.
- Peterson SH, Lance MM, Jeffries SJ, Acevedo-Gutiérrez A. 2012. Long distance movements and disjunct spatial use of Harbor Seals (*Phoca vitulina*) in the Inland waters of the Pacific Northwest. PLoS One. 7(6).
- Pitcher KW, McAllister DC. 1981. Movements and Haul-out Behavior of Radio-Tagged Harbor Seals, *Phoca vitulina*. Can field-naturalist Ottawa. 95(3): 292–7.
- Preikshot D, Beamish RJ, Neville CM. 2013. [A dynamic model describing ecosystem-level changes in the Strait of Georgia from 1960 to 2010](#). Prog Oceanogr. 115:28–40. Available from:
- Rubidge E, Gale KS, Curtis JM, McClelland E, Feyrer L, Bodtker K, Robb C. 2016. Methodology of the pacific marine ecological classification system and its application to the Northern and Southern Shelf Bioregions. Canadian Science Advisory Secretariat (CSAS).
- Ruff CP, Anderson JH, Kemp IM, Kendall NW, Mchugh PA, Velez-Espino A, et al. 2017. Salish Sea Chinook salmon exhibit weaker coherence in early marine survival trends than coastal populations. Fish Oceanogr. 26(6):625–37.
- Shields MW, Hysong-Shimazu S, Shields JC, Woodruff J. 2018. Increased presence of mammal-eating killer whales in the Salish Sea with implications for predator-prey dynamics. PeerJ. 2018(12).
- Stanley HF, Casey S, Carnahan JM, Goodman S, Harwood J, Wayne RK. 1996. Worldwide patterns of mitochondrial DNA differentiation in the harbor seal (*Phoca vitulina*). Molecular Biology and Evolution. 13(2):368-82.
- Steingass S, Horning M, Bishop AM. 2019. Space use of Pacific harbor seals (*Phoca vitulina richardii*) from two haul-out locations along the Oregon coast. PloS one. 14(7):e0219484.
- Suryan RM, Harvey JT. 1998. [Tracking Harbor seals \(*Phoca vitulina richardsi*\) to determine dive behavior, foraging activity, and haul-out site use](#). Mar Mammal Sci. 14(2):361–72.
- Sutherland BJ, Rycroft C, Duguid A, Beacham TD, Tucker S. 2024. Population genomics of harbour seal *Phoca vitulina* from northern British Columbia through California and comparison to the Atlantic subspecies. Molecular Ecology. (7):e17293.
- Thomas AC, Lance MM, Jeffries SJ, Miner BG, Acevedo-Gutiérrez A. 2011. [Harbor seal foraging response to a seasonal resource pulse, spawning Pacific herring](#). Mar Ecol Prog Ser. 441:225–39.
- Thompson SK, Seber GA. 1994. Detectability in conventional and adaptive sampling. Biometrics. 712-24.
-

-
- Towers JR, Sutton GJ, Shaw TJH, Malleson M, Matkin D, Gisborne B, et al. 2019. Photo-identification catalogue, population status, and distribution of Bigg's killer whales known from coastal waters of British Columbia, Canada. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences. 305 p.
- Trites AW, Rosen DAS. 2019. Synthesis of Scientific Knowledge and Uncertainty about Population Dynamics and Diet Preferences of Harbour Seals , Steller Sea Lions and California Sea Lions , and their Impacts on Salmon in the Salish Sea.
- Trzcinski MK. 2020. Synthesizing scientific knowledge about population dynamics and diet preferences of harbour seals, Steller sea lions and California sea lions, and their impacts on salmon in the Salish Sea Workshop 2 : November 20-21, 2019, Bellingham, WA. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences. 50 p.
- Wade PR. 1998. Human-Caused Mortality of Cetaceans and Pinnipeds. Mar Mammal Sci. 1–37.
- Wade PR, Angliss R. 1997. Guidelines for assessing marine mammal stocks: Report of the GAMMS Workshop. NOAA Tech Memo NMFS. (NMFS-OPR-12):1–93.
- Westlake RL, O'Corry-Crowe GM. 2002. Macrogeographic structure and patterns of genetic diversity in harbor seals (*Phoca vitulina*) from Alaska to Japan. Journal of Mammalogy. 83(4):1111-26.
- Wright BM, Nichol LM, Doniol-Valcroze T. 2021. [Spatial density models of cetaceans in the Canadian Pacific estimated from 2018 ship-based surveys](#). DFO. Can. Sci. Advis. Secr. Res. Doc. 2021/049. viii + 46 p.
- Yochem PK, Stewart BS, DeLong RL, DeMaster DP. 1987. Diel haul-out patterns and site fidelity of harbor seals (*Phoca vitulina richardsi*) on San Miguel Island, California, in autumn. Marine Mammal Science. 3(4):323-32.
- Zacharias MA, Howes DE, Harper JR, Wainwright P. 1998. The British Columbia marine ecosystem classification: rationale, development, and verification. Coastal Management. 26(2):105-24.
- Zimmerman MS, Irvine JR, O'Neill M, Anderson JH, Greene CM, Weinheimer J, et al. 2015. Spatial and Temporal Patterns in Smolt Survival of Wild and Hatchery Coho Salmon in the Salish Sea. Mar Coast Fish. 116–34.

8. TABLEAUX

Tableau 1. Relevés aériens effectués au moyen d'un hydravion Cessna 180, en Colombie-Britannique, de 2015 à 2019. Les principaux observateurs étaient Sheena Majewski (SPM) et Chad Nordstrom (CN). Consulter la figure 1 pour voir les délimitations des régions et des sous-régions.

Numéro de relevé	Date du relevé	Observateur principal	Distance (km)	Région	Sous-région
216	5 juillet 2015	SPM	359	NCC	SGPP_06
217	6 juillet 2015	SPM	707	NCC	SGPP_06
218	7 juillet 2015	SPM	670	NCC	SGPP_06
219	8 juillet 2015	SPM	711	NCC	SGPP_06
220	19 juillet 2015	SPM	544	NCC	SGPP_06
221	21 juillet 2015	SPM	641	NCC	SGPP_06
222	22 juillet 2015	SPM	378	NCC	SGPP_09
223	2 août 2015	SPM	543	HG	NHG
224	3 août 2015	SPM	633	NCC	SGPP_05
225	4 août 2015	SPM	504	NCC	SGPP_05
226	18 août 2016	SPM	506	COIV	SCOIV
227	19 août 2016	SPM	348	COIV	CSCOIV
228	21 août 2016	SPM	496	COIV	CSCOIV
229	22 août 2016	SPM	482	COIV	CSCOIV/CNCOIV
230	23 août 2016	SPM	387	COIV	BARKLEY
231	24 août 2016	SPM	320	COIV	BARKLEY
232	2 sept. 2016	SPM	939	COIV	CNCOIV
233	4 sept. 2016	SPM	452	COIV	NOCOIV
234	5 sept. 2016	SPM	561	COIV	CNCOIV / NOCOIV
235	25 juin 2017	SPM	520	HG	NOCG
236	26 juin 2017	SPM	719	HG	NECHG
237	27 juin 2017	SPM	496	HG	SEHG
238	28 juin 2017	SPM	857	HG	NOCHG/NHG
239	23 juillet 2017	SPM	628	HG	NHG
240	24 juillet 2017	SPM	802	HG	SHG/SOHG
241	25 juillet 2017	SPM	861	HG	SEHG
242	26 juillet 2017	SPM	565	HG	NOCHG
243	6 août 2017	SPM	761	PD	PASSDISCO
244	7 août 2017	SPM	613	PD	PASSDISCO
245	18 août 2017	SPM	600	PD	PASSDISCO
246	20 août 2017	SPM	846	PD	PASSDISCO
247	21 août 2017	SPM	506	PD	PASSDISCO
248	22 août 2017	SPM	389	PD	PASSDISCO

Numéro de relevé	Date du relevé	Observateur principal	Distance (km)	Région	Sous-région
249	23 août 2017	SPM	665	DRC	SODRC/NEDRC
250	24 août 2017	SPM	770	DRC	BROUGHT/NEDRC
251	6 sept. 2017	SPM	993	DRC	NEDRC
252	7 sept. 2017	SPM	559	DRC	BROUGHT
253	8 sept. 2017	SPM	774	PD	PASSDISCO
254	28 mai 2018	SPM	474	NCC	SGPP_03
255	29 mai 2018	SPM	796	NCC	SKEENAR
256	30 mai 2018	SPM	676	NCC	SGPP_03/SKEENAR
257	31 mai 2018	SPM	732	NCC	SGPP_03/SGPP_04
258	1 ^{er} juin 2018	SPM	287	NCC	SGPP_04/SGPP_05
259	2 juin 2018	SPM	843	NCC	SKEENAR
260	3 juin 2018	SPM	685	NCC	SGPP_05
261	17 juin 2018	SPM	876	CCC	SGPP_05
262	18 juin 2018	SPM	769	CCC	SGPP_07
263	1 ^{er} juillet 2018	SPM	789	CCC	SGPP_06/SGPP_07
264	2 juillet 2018	SPM	856	CCC	SGPP_09
265	3 juillet 2018	SPM	772	CCC	SGPP_07
266	15 juillet 2018	SPM	852	CCC	SGPP_08
267	16 juillet 2018	SPM	1115	CCC	SGPP_09/SGPP_10
268	18 juillet 2018	SPM	548	CCC	SGPP_09
269	12 août 2019	SPM	887	DG	BAIEB/FFRASER/ BHOWE
270	13 août 2019	SPM	665	DG	IGULF
271	14 août 2019	SPM	709	DG	IGULF
272	15 août 2019	SPM	474	DG	SGULF
273	25 août 2019	SPM	485	DG	BRASBURRIND
274	26 août 2019	SPM	750	DG	NEGULF
275	27 août 2019	SPM	685	DG	NEGULF
276	28 août 2019	SPM/CN	732	DG	NOGULF

Tableau 2. Historique du déploiement d'instruments sur 32 phoques communs de 2019 à 2021 dans le DG afin de mettre à jour les FC d'échouerie liés aux relevés aériens. Consulter la figure 4 pour obtenir les endroits précis.

Année	ID du phoque	Sexe	Classe	Enceinte	Longueur (cm)	Poids (kg)	Site de capture	Instrument	Date	Durée (jours)	Instrument récupéré
2019	Pv19SOG-01	M	Juv.	N	118	42,6	Île Snake	SPOT6-293A	2 avril 2019	127	N
2019	PV19SOG-03	M	Adulte	N	158	86,2	Récif de l'île Entrance	SPOT6-293A	9 mai 2019	130	O
2019	Pv19SOG-04	M	Adulte	N	168	90,0	Île Snake	SPOT6-293A	26 mai 2019	131	O
2019	Pv19SOG-05	F	Adulte	O	135	66,2	Récif de la pointe Orlebar	SPOT6-293A	3 juin 2019	98	O
2019	Pv19SOG-07	F	Adulte	O	152	78,2	Île Snake	SPLASH-297A	14 juin 2019	122	O
2019	Pv19SOG-08	M	Adulte	S. O.	148	88,2	Île Snake	SPLASH-297A	17 juin 2019	53	N
2019	Pv19SOG-09	F	Juv.	N	114	46,8	Île Snake	SPOT6-293A	31 juillet 2019	32	O
2019	Pv19SOG-10	M	Juv.	N	112	35,8	Île Snake	SPOT6-293A	31 juillet 2019	21	O
2019	Pv19SOG-11	F	Juv.	N	108	35,0	Île Brandon	SPLASH-297A	1 ^{er} août 2019	37	O
2019	Pv19SOG-12	F	Juv.	N	128	50,6	Île Snake	SPLASH-297A	2 août 2019	23	O
2020	Pv20SOG-01	F	Adulte	O	123	63,2	Île Snake	SPLASH-297A	1 ^{er} juillet 2020	64	N
2020	Pv20SOG-02	F	Adulte	O	142	77,4	Récif de la pointe Orlebar	SPLASH-297A	2 juillet 2020	70	O
2020	Pv20SOG-03	F	Adulte	O	120	54,8	Île Snake	SPLASH-297A	6 juillet 2020	73	O

Année	ID du phoque	Sexe	Classe	Enceinte	Longueur (cm)	Poids (kg)	Site de capture	Instrument	Date	Durée (jours)	Instrument récupéré
2020	Pv20SOG-04	M	Adulte	S. O.	137	58,8	Île Snake	SPLASH-297A	7 juillet 2020	74	O
2020	Pv20SOG-05	M	Juv.	S. O.	117	43,0	Île Snake	SPLASH-297A	7 juillet 2020	45	O
2020	Pv20SOG-06	F	Adulte	O	138	83,6	Île Brandon	SPLASH-297A	8 juillet 2020	70	O
2020	PV20SOG-07	F	Adulte	O	148	89,2	Île Snake	SPLASH-297A	14 juillet 2020	52	N
2020	PV20SOG-08	F	Juv.	N	118	47,2	Île Snake	SPLASH-297A	21 juillet 2020	29	O
2020	Pv20SOG-09	M	Adulte	S. O.	134	69,8	Île Snake	SPLASH-297A	22 juillet 2020	69	O
2020	Pv20SOG-10	M	Adulte	S. O.	165	87,6	Île Brandon	SPLASH-297A	23 juillet 2020	76	O
2020	Pv20SOG-11	M	Adulte	S. O.	164	80,0	Récif de la pointe Orlebar	SPLASH-ECD	24 juillet 2020	24	O
2020	Pv20SOG-12	F	Juv.	N	125	53,0	Récif de la pointe Orlebar	SPLASH-297A	29 juillet 2020	48	O
2020	Pv20SOG-13	F	Adulte	O	132	68,4	Île Snake	SPLASH-297A	31 juillet 2020	27	O
2021	Pv21SOG-01	F	Adulte	Possiblement	137	70,4	Île Snake	SPLASH-297A	25 mai 2021	92	O
2021	Pv21SOG-02	F	Juv.	N	128	50,6	Île Snake	SPLASH-297A	2 juin 2021	83	O
2021	Pv21SOG-03	F	Adulte	Possiblement	148	80,2	Île Snake	SPLASH-297A	8 juin 2021	65	O
2021	Pv21SOG-04	F	Adulte	Possiblement	134	65,8	Île Snake	SPLASH-297A	14 juin 2021	66	N
2021	PV21SOG-05	F	Adulte	O	139	73,4	Île Snake	SPLASH-297A	16 juin 2021	9	O

Année	ID du phoque	Sexe	Classe	Enceinte	Longueur (cm)	Poids (kg)	Site de capture	Instrument	Date	Durée (jours)	Instrument récupéré
2021	Pv21SOG-06	F	Juv.	N	123	41,4	Île Snake	SPLASH-297A	17 juin 2021	85	O
2021	Pv21SOG-07	F	Adulte	O	136	70,4	Île Snake	SPLASH-297A	23 juin 2021	78	O
2021	Pv21SOG-08	M	Adulte	S. O.	147	91,2	Récif de la pointe Orlebar	SPLASH-297A	21 juillet 2021	89	N
2021	Pv21SOG-09	M	Juv.	N	112	38,2	Récif de l'île Entrance	SPLASH-297A	22 juillet 2021	24	O

Tableau 3. Densité moyenne de phoques (phoque/km) par sous-région (voir la figure 1b pour obtenir les désignations des sous-régions). L'année attribuée est l'année ayant la plus grande couverture de relevé.

Région	Année attribuée	Sous-région	Densité attribuée
COIV	1993	BARKLEY	1,60
COIV	1994	BARKLEY	1,70
COIV	1995	BARKLEY	1,80
COIV	1996	BARKLEY	1,86
DRC	1988	BROUGHT	3,33
DG	1966	FFRASER	2,00
DG	1983	FFRASER	4,20
DG	1966	IGULF	1,00
DG	1983	IGULF	2,94
DG	1984	IGULF	3,60
DG	1985	IGULF	4,23
DG	1987	IGULF	5,97
DG	1966	BHOWE	0,30
DG	1976	BHOWE	0,59
DG	1983	BHOWE	1,32
DG	2003	BHOWE	3,86
HG	1986	NECHG	1,87
HG	1992	NECHG	1,25
HG	1994	NECHG	2,59
HG	2008	NECHG	1,77
DG	1966	NEGULF	0,30
DG	1973	NEGULF	0,50
DG	1974	NEGULF	0,50
DG	1982	NEGULF	1,18
DG	1984	NEGULF	2,30
DG	1985	NEGULF	2,76
DG	1986	NEGULF	3,12
DRC	1988	NEDRC	2,78
DRC	1996	NEDRC	3,44
HG	1992	NHG	4,70
HG	1994	NHG	6,51
COIV	1976	CNCOIV	0,30
COIV	1987	CNCOIV	2,00
COIV	1994	CNCOIV	1,98
COIV	1996	CNCOIV	1,10

Région	Année attribuée	Sous-région	Densité attribuée
HG	1986	NOCHG	1,87
HG	1992	NOCHG	2,00
HG	1994	NOCHG	2,00
COIV	1976	NOCOIV	0,30
COIV	1987	NOCOIV	2,00
COIV	1993	NOCOIV	1,50
COIV	1994	NOCOIV	1,50
COIV	2007	NOCOIV	1,87
DG	1966	NOGULF	0,30
DG	1973	NOGULF	0,36
DG	1982	NOGULF	1,64
DG	1984	NOGULF	3,36
DG	1986	NOGULF	5,30
DG	1987	NOGULF	6,80
DG	1996	NOGULF	0,36
NCC	1977	SGPP_03	0,77
NCC	1983	SGPP_03	0,77
NCC	1987	SGPP_03	0,77
NCC	1998	SGPP_03	1,75
NCC	1977	SGPP_04	0,77
NCC	1983	SGPP_04	0,77
NCC	1987	SGPP_04	0,77
NCC	1998	SGPP_04	0,77
NCC	1999	SGPP_04	1,75
NCC	1977	SGPP_05	0,77
NCC	1983	SGPP_05	0,77
NCC	1987	SGPP_05	0,77
NCC	1998	SGPP_05	0,77
NCC	1999	SGPP_05	0,77
NCC	1977	SGPP_06	0,77
NCC	1983	SGPP_06	0,77
NCC	1987	SGPP_06	0,77
NCC	1998	SGPP_06	0,77
NCC	1999	SGPP_06	1,27
CCC	2000	SGPP_07	0,92
CCC	2000	SGPP_10	1,67
CCC	2000	SGPP_08	0,89

Région	Année attribuée	Sous-région	Densité attribuée
DG	1966	SGULF	0,30
DG	1983	SGULF	6,04
DG	1984	SGULF	6,55
DG	1985	SGULF	7,06
DG	1987	SGULF	10,48
DG	1992	SGULF	15,78
HG	1986	SHG	1,11
HG	1992	SHG	1,11
NCC	1999	SKEENAR	5,05
COIV	1976	CSCOIV	0,30
COIV	1987	CSCOIV	2,00
COIV	1993	CSCOIV	1,50
COIV	1995	CSCOIV	1,50
COIV	1996	CSCOIV	1,50
COIV	1993	SCOIV	1,50
COIV	1994	SCOIV	1,50
COIV	1995	SCOIV	1,50
COIV	1996	SCOIV	1,50
HG	1986	SOHG	0,86
HG	1992	SOHG	0,92
DRC	1996	SODRC	2,40
DRC	2004	SODRC	3,06

Tableau 4. Paramètres de départ initiaux du modèle *thêta-logistique* pour les sous-régions du DG, où N_{init} = abondance initiale du phoque commun, K = capacité de charge, r_m = taux d'accroissement maximal et θ = forme de la dépendance à la densité.

Sous-région	N_{init}	K	r_m	θ
SGULF	329	7 200	0,15	5
BAIEB	475	1 700	0,1	7
FFRASER	284	2 100	0,15	5
BHOWE	103	1 250	0,13	8
IGULF	368	10 000	0,125	7,5
NOGULF	100	6 000	0,2	7,5
NEGULF	335	15 000	0,2	8
DG	2 080	40 000	0,13	5

Tableau 5. Estimations de la couverture des relevés à l'aide des trajectoires GPS des vols effectués entre 2003 et 2019. La longueur de la région ou de la sous-région est la longueur totale de littoral (km). La région ou la sous-région couverte est la longueur de littoral (km) ayant fait l'objet d'un relevé au cours de l'année attribuée. Le type de couverture est classé comme étant large (couverture >70 % de tout le littoral disponible) ou ponctuel (localités ciblées spécifiquement).

Région	Longueur de la région (km)	Année attribuée	Région couverte (km)	Proportion de la région couverte	Sous-région	Longueur de la sous-région (km)	Sous-région couverte (km)	Proportion de la sous-région couverte	Type de couverture
DG	4 151	2003	2 238	0,54	SGULF	519	394	0,76	Large
DG	4 151	2003	2 238	0,54	BAIEB	51	46	0,91	Large
DG	4 151	2003	2 238	0,54	FFRASER	336	155	0,46	Large
DG	4 151	2003	2 238	0,54	BHOWE	358	S. O.	S. O.	S. O.
DG	4 151	2003	2 238	0,54	IGULF	976	898	0,92	Large
DG	4 151	2003	2 238	0,54	NOGULF	356	225	0,63	Large
DG	4 151	2003	2 238	0,54	NEGULF	1 554	520	0,33	Large
DG	4 151	2008	3 150	0,76	SGULF	519	379	0,73	Large
DG	4 151	2008	3 150	0,76	BAIEB	51	42	0,83	Large
DG	4 151	2008	3 150	0,76	FFRASER	336	163	0,48	Large
DG	4 151	2008	3 150	0,76	BHOWE	358	249	0,69	Large
DG	4 151	2008	3 150	0,76	IGULF	976	894	0,92	Large
DG	4 151	2008	3 150	0,76	NOGULF	356	334	0,94	Large
DG	4 151	2008	3 150	0,76	NEGULF	1 554	1 091	0,70	Large
COIV	5 643	2007	4 312	0,76	SCOIV	340	246	0,72	Large
COIV	5 643	2007	4 312	0,76	BARKLEY	934	713	0,76	Large
COIV	5 643	2007	4 312	0,76	CSCOIV	1 802	1 710	0,95	Large
COIV	5 643	2007	4 312	0,76	CNCOIV	1 578	1 537	0,97	Large
DRC	3 579	2003	392	0,11	BROUGHT	1 479	363	0,25	Ponctuel
DRC	3 579	2004	1 038	0,29	NEDRC	1 339	421	0,31	Ponctuel
DRC	3 579	2004	1 038	0,29	BROUGHT	1 479	480	0,32	Ponctuel
PD	2 484	2003	1 045	0,42	PASSDISCO	2 484	1 045	0,42	Ponctuel

Région	Longueur de la région (km)	Année attribuée	Région couverte (km)	Proportion de la région couverte	Sous-région	Longueur de la sous-région (km)	Sous-région couverte (km)	Proportion de la sous-région couverte	Type de couverture
CCC	7 177	2004	1 989	0,28	SGPP_08	1 633	397	0,24	Ponctuel
CCC	7 177	2004	1 989	0,28	SGPP_09	954	697	0,73	Large
CCC	7 177	2004	1 989	0,28	SGPP_10	616	546	0,89	Large
CCC	7 177	2005	3 572	0,50	SGPP_07	3 974	3 377	0,85	Large
CCC	7 177	2006	1 685	0,23	SGPP_08	1 633	1 155	0,71	Large
CCC	7 177	2006	1 685	0,23	SGPP_09	954	140	0,15	Ponctuel
NCC	10 220	2005	4 781	0,47	SKEENAR	682	500	0,73	Large
NCC	10 220	2005	4 781	0,47	SGPP_03	1 561	209	0,13	Ponctuel
NCC	10 220	2005	4 781	0,47	SGPP_04	1 083	1 006	0,93	Large
NCC	10 220	2005	4 781	0,47	SGPP_05	2 679	2 341	0,87	Large
NCC	10 220	2005	4 781	0,47	SGPP_06	4 216	724	0,17	Ponctuel
HG	4 580	2008	3 505	0,77	SEHG	1 629	1 423	0,87	Large
HG	4 580	2008	3 505	0,77	NEHG	757	464	0,61	Large
HG	4 580	2008	3 505	0,77	SHG	395	309	0,78	Large
HG	4 580	2008	3 505	0,77	SOHG	463	395	0,85	Large
HG	4 580	2008	3 505	0,77	NOHG	1 336	913	0,68	Large
DRC	3 579	2009	725	0,20	BROUGHT	1 479	689	0,47	Ponctuel
DRC	3 579	2012	829	0,23	NEDRC	1 339	722	0,54	Ponctuel
PD	2 484	2009	1 325	0,53	PASSDISCO	2 484	1 325	0,53	Ponctuel
NCC	10 220	2010	2 304	0,23	SGPP_06	4 216	2 173	0,52	Large
NCC	10 220	2012	687	0,07	SGPP_06	4 216	687	0,16	Ponctuel
HG	4 580	2010	534	0,12	NEHG	757	80	0,11	Ponctuel
HG	4 580	2010	534	0,12	NOHG	1 336	425	0,32	Ponctuel
DG	4 151	2014	3 128	0,75	SGULF	519	381	0,73	Large
DG	4 151	2014	3 128	0,75	BAIEB	51	34	0,66	Large
DG	4 151	2014	3 128	0,75	FFRASER	336	223	0,66	Large

Région	Longueur de la région (km)	Année attribuée	Région couverte (km)	Proportion de la région couverte	Sous-région	Longueur de la sous-région (km)	Sous-région couverte (km)	Proportion de la sous-région couverte	Type de couverture
DG	4 151	2014	3 128	0,75	BHOWE	358	267	0,74	Large
DG	4 151	2014	3 128	0,75	IGULF	976	868	0,89	Large
DG	4 151	2014	3 128	0,75	NOGULF	356	322	0,90	Large
DG	4 151	2014	3 128	0,75	NEGULF	1 554	1 034	0,67	Large
DG	4 235	2019	3 705	0,87	SGULF	519	387	0,75	Large
DG	4 235	2019	3 705	0,87	BAIEB	51	49	0,95	Large
DG	4 235	2019	3 705	0,87	FFRASER	336	242	0,72	Large
DG	4 235	2019	3 705	0,87	BHOWE	358	343	0,96	Large
DG	4 235	2019	3 705	0,87	IGULF	976	960	0,98	Large
DG	4 235	2019	3 705	0,87	NOGULF	356	334	0,94	Large
DG	4 235	2019	3 705	0,87	NEGULF	1 418	1 218	0,86	Large
DG	4 235	2019	3 705	0,87	BRASBURRIND	220	172	0,78	Large
COIV	5 643	2016	4 508	0,80	SCOIV	340	234	0,69	Large
COIV	5 643	2016	4 508	0,80	BARKLEY	934	699	0,75	Large
COIV	5 643	2016	4 508	0,80	CSCOIV	1 802	1 422	0,79	Large
COIV	5 643	2016	4 508	0,80	CNCOIV	1 578	1 351	0,86	Large
COIV	5 643	2016	4 508	0,80	NOCOIV	989	803	0,81	Large
COIV	5 643	2019	77	0,01	SCOIV	340	77	0,23	Ponctuel
DRC	3 579	2017	2 902	0,81	SODRC	761	739	0,97	Large
DRC	3 579	2017	2 902	0,81	NEDRC	1 339	1 044	0,78	Large
DRC	3 579	2017	2 902	0,81	BROUGHT	1 479	1 119	0,76	Large
PD	2 620	2017	2 472	0,94	PASSDISCO	2 620	2 472	0,94	Large
CCC	7 177	2018	6 425	0,90	SGPP_07	3 974	3 486	0,88	Large
CCC	7 177	2018	6 425	0,90	SGPP_08	1 633	1544	0,95	Large
CCC	7 177	2018	6 425	0,90	SGPP_09	954	845	0,89	Large
CCC	7 177	2018	6 425	0,90	SGPP_10	616	549	0,89	Large

Région	Longueur de la région (km)	Année attribuée	Région couverte (km)	Proportion de la région couverte	Sous-région	Longueur de la sous-région (km)	Sous-région couverte (km)	Proportion de la sous-région couverte	Type de couverture
NCC	10 220	2015	3 660	0,36	SGPP_05	2 679	856	0,32	Large
NCC	10 220	2015	3 660	0,36	SGPP_06	4 216	2 724	0,65	Large
NCC	10 220	2018	5 318	0,52	SKEENAR	682	641	0,94	Large
NCC	10 220	2018	5 318	0,52	SGPP_03	1 561	889	0,57	Large
NCC	10 220	2018	5 318	0,52	SGPP_04	1 083	1 063	0,98	Large
NCC	10 220	2018	5 318	0,52	SGPP_05	2 679	2041	0,76	Large
HG	4 580	2015	479	0,10	NHG	968	346	0,36	Ponctuel
HG	4 580	2017	4 288	0,94	SEHG	984	951	0,97	Large
HG	4 580	2017	4 288	0,94	NHG	968	882	0,91	Large
HG	4 580	2017	4 288	0,94	SHG	395	388	0,98	Large
HG	4 580	2017	4 288	0,94	SOHG	463	448	0,97	Large
HG	4 580	2017	4 288	0,94	NOCHG	1115	994	0,89	Large
HG	4 580	2017	4 288	0,94	NECHG	655	626	0,95	Large

Tableau 6. Estimations SIG pour les relevés historiques sans trajectoires GPS (1966-2000) et 38 estimations supplémentaires pour la période 2003-2008 aux fins de vérification des erreurs.

Région	Année	Sous-région	Longueur de la sous-région (km)	Sous-région couverte (km)	Proportion de la sous-région couverte	Trajectoires GPS disponibles	Type de couverture
DG	1966	SGULF	520	198	0,38	N	Ponctuel
DG	1973	SGULF	520	402	0,77	N	Large
DG	1974	SGULF	520	402	0,77	N	Large
DG	1976	SGULF	520	218	0,42	N	Large
DG	1982	SGULF	520	402	0,77	N	Large
DG	1986	SGULF	520	402	0,77	N	Large
DG	1988	SGULF	520	402	0,77	N	Large
DG	1990	SGULF	520	385	0,74	N	Large
DG	1994	SGULF	520	385	0,74	N	Large
DG	1996	SGULF	520	385	0,74	N	Large
DG	1998	SGULF	520	333	0,64	N	Large
DG	2000	SGULF	520	333	0,64	N	Large
DG	2003	SGULF	520	400	0,77	O	Large
DG	2008	SGULF	520	344	0,66	O	Large
DG	1966	BAIEB	51	40	0,78	N	Large
DG	1973	BAIEB	51	40	0,78	N	Large
DG	1974	BAIEB	51	40	0,78	N	Large
DG	1976	BAIEB	51	40	0,78	N	Large
DG	1982	BAIEB	51	40	0,78	N	Large
DG	1983	BAIEB	51	40	0,78	N	Large
DG	1984	BAIEB	51	40	0,78	N	Large
DG	1985	BAIEB	51	40	0,78	N	Large
DG	1986	BAIEB	51	40	0,78	N	Large
DG	1987	BAIEB	51	40	0,78	N	Large
DG	1988	BAIEB	51	40	0,78	N	Large
DG	1990	BAIEB	51	40	0,78	N	Large
DG	1992	BAIEB	51	40	0,78	N	Large
DG	1994	BAIEB	51	40	0,78	N	Large
DG	1996	BAIEB	51	40	0,78	N	Large
DG	1998	BAIEB	51	40	0,78	N	Large
DG	2000	BAIEB	51	40	0,78	N	Large
DG	2003	BAIEB	51	40	0,78	O	Large
DG	2008	BAIEB	51	34	0,67	O	Large
DG	1966	FFRASER	332	234	0,7	N	Large
DG	1973	FFRASER	332	226	0,68	N	Large
DG	1974	FFRASER	332	234	0,7	N	Large

Région	Année	Sous-région	Longueur de la sous-région (km)	Sous-région couverte (km)	Proportion de la sous-région couverte	Trajectoires GPS disponibles	Type de couverture
DG	1976	FFRASER	332	234	0,7	N	Large
DG	1982	FFRASER	332	234	0,7	N	Large
DG	1984	FFRASER	332	234	0,7	N	Large
DG	1985	FFRASER	332	234	0,7	N	Large
DG	1986	FFRASER	332	234	0,7	N	Large
DG	1987	FFRASER	332	234	0,7	N	Large
DG	1988	FFRASER	332	234	0,7	N	Large
DG	1990	FFRASER	332	234	0,7	N	Large
DG	1992	FFRASER	332	234	0,7	N	Large
DG	1994	FFRASER	332	234	0,7	N	Large
DG	1996	FFRASER	332	234	0,7	N	Large
DG	1998	FFRASER	332	234	0,7	N	Large
DG	2000	FFRASER	332	234	0,7	N	Large
DG	2003	FFRASER	332	222	0,67	O	Large
DG	2008	FFRASER	332	234	0,7	O	Large
DG	1973	BHOWE	359	299	0,83	N	Large
DG	1974	BHOWE	359	299	0,83	N	Large
DG	1982	BHOWE	359	299	0,83	N	Large
DG	1984	BHOWE	359	299	0,83	N	Large
DG	1985	BHOWE	359	299	0,83	N	Large
DG	1986	BHOWE	359	299	0,83	N	Large
DG	1987	BHOWE	359	299	0,83	N	Large
DG	1988	BHOWE	359	299	0,83	N	Large
DG	1990	BHOWE	359	256	0,71	N	Large
DG	1992	BHOWE	359	256	0,71	N	Large
DG	1994	BHOWE	359	256	0,71	N	Large
DG	1996	BHOWE	359	255	0,71	N	Large
DG	1998	BHOWE	359	255	0,71	N	Large
DG	2000	BHOWE	359	255	0,71	N	Large
DG	2008	BHOWE	359	256	0,71	O	Large
DG	1966	IGULF	978	829	0,85	N	Large
DG	1973	IGULF	978	844	0,86	N	Large
DG	1974	IGULF	978	844	0,86	N	Large
DG	1976	IGULF	978	776	0,79	N	Large
DG	1982	IGULF	978	844	0,86	N	Large
DG	1986	IGULF	978	846	0,87	N	Large
DG	1988	IGULF	978	844	0,86	N	Large
DG	1990	IGULF	978	844	0,86	N	Large

Région	Année	Sous-région	Longueur de la sous-région (km)	Sous-région couverte (km)	Proportion de la sous-région couverte	Trajectoires GPS disponibles	Type de couverture
DG	1992	IGULF	978	846	0,87	N	Large
DG	1994	IGULF	978	844	0,86	N	Large
DG	1996	IGULF	978	844	0,86	N	Large
DG	1998	IGULF	978	840	0,86	N	Large
DG	2000	IGULF	978	844	0,86	N	Large
DG	2003	IGULF	978	860	0,88	O	Large
DG	2008	IGULF	978	845	0,86	O	Large
DG	1974	NOGULF	357	346	0,97	N	Large
DG	1976	NOGULF	357	349	0,98	N	Large
DG	1983	NOGULF	357	349	0,98	N	Large
DG	1985	NOGULF	357	349	0,98	N	Large
DG	1988	NOGULF	357	349	0,98	N	Large
DG	1990	NOGULF	357	349	0,98	N	Large
DG	1992	NOGULF	357	349	0,98	N	Large
DG	1994	NOGULF	357	349	0,98	N	Large
DG	1996	NOGULF	357	349	0,98	N	Large
DG	1998	NOGULF	357	349	0,98	N	Large
DG	2000	NOGULF	357	338	0,95	N	Large
DG	2003	NOGULF	357	259	0,73	O	Large
DG	2008	NOGULF	357	349	0,98	O	Large
DG	1976	NEGULF	1 557	1 152	0,74	N	Large
DG	1983	NEGULF	1 557	1 152	0,74	N	Large
DG	1987	NEGULF	1 557	1 138	0,73	N	Large
DG	1988	NEGULF	1 557	1 134	0,73	N	Large
DG	1990	NEGULF	1 557	1 136	0,73	N	Large
DG	1992	NEGULF	1 557	1 137	0,73	N	Large
DG	1994	NEGULF	1 557	1 138	0,73	N	Large
DG	1996	NEGULF	1 557	1 131	0,73	N	Large
DG	1998	NEGULF	1 557	1 093	0,7	N	Large
DG	2000	NEGULF	1 557	971	0,62	N	Large
DG	2003	NEGULF	1 557	1 094	0,7	O	Large
DG	2008	NEGULF	1 557	1 169	0,75	O	Large
COIV	1976	SCOIV	340	269	0,79	N	Large
COIV	1987	SCOIV	340	269	0,79	N	Large
COIV	2007	SCOIV	340	269	0,79	O	Large
COIV	1976	BARKLEY	936	535	0,57	N	Large
COIV	1987	BARKLEY	936	535	0,57	N	Large
COIV	2007	BARKLEY	936	535	0,57	O	Large

Région	Année	Sous-région	Longueur de la sous-région (km)	Sous-région couverte (km)	Proportion de la sous-région couverte	Trajectoires GPS disponibles	Type de couverture
COIV	1994	CSCOIV	1 805	495	0,27	N	Ponctuel
COIV	2007	CSCOIV	1 805	941	0,52	O	Large
COIV	1993	CNCOIV	1 581	631	0,4	N	Large
COIV	1995	CNCOIV	1 581	759	0,48	N	Large
COIV	2007	CNCOIV	1 581	841	0,53	O	Large
COIV	1995	NOCOIV	991	307	0,31	N	Ponctuel
COIV	1996	NOCOIV	991	382	0,39	N	Ponctuel
DRC	1988	SODRC	763	428	0,56	N	Ponctuel
DRC	1 989	SODRC	763	551	0,72	N	Large
DRC	1989	NEDRC	1 341	207	0,15	N	Ponctuel
DRC	2004	NEDRC	1 341	335	0,25	O	Ponctuel
DRC	1989	BROUGHT	1 481	238	0,16	N	Ponctuel
DRC	1996	BROUGHT	1 481	416	0,28	N	Ponctuel
DRC	2003	BROUGHT	1 481	374	0,25	O	Ponctuel
DRC	2004	BROUGHT	1 481	290	0,2	O	Ponctuel
PD	2003	PASSDISCO	2 488	731	0,29	O	Ponctuel
CCC	2005	SGPP_07	3 961	2 381	0,6	O	Large
CCC	2004	SGPP_08	1 636	259	0,16	O	Ponctuel
CCC	2006	SGPP_08	1 636	1 145	0,7	O	Large
CCC	2000	SGPP_09	956	592	0,62	N	Large
CCC	2004	SGPP_09	956	545	0,57	O	Large
CCC	2006	SGPP_09	956	46	0,05	O	Ponctuel
CCC	2004	SGPP_10	617	452	0,73	O	Large
NCC	1977	SKEENAR	683	478	0,7	N	Large
NCC	1983	SKEENAR	683	478	0,7	N	Large
NCC	1987	SKEENAR	683	478	0,7	N	Large
NCC	1998	SKEENAR	683	490	0,72	N	Large
NCC	2005	SKEENAR	683	472	0,69	O	Large
NCC	1999	SGPP_03	1 565	480	0,31	N	Ponctuel
NCC	2005	SGPP_03	1 565	156	0,1	O	Ponctuel
NCC	2005	SGPP_04	1 073	825	0,77	O	Large
NCC	2005	SGPP_05	2 666	1 945	0,73	O	Large
NCC	2005	SGPP_06	4 225	1 003	0,24	O	Ponctuel
HG	1986	SEHG	986	769	0,78	N	Large
HG	1992	SEHG	986	695	0,7	N	Large
HG	1994	SEHG	986	399	0,4	N	Ponctuel
HG	2008	SEHG	986	769	0,78	O	Large
HG	1986	NEHG	759	640	0,84	N	Large

Région	Année	Sous-région	Longueur de la sous-région (km)	Sous-région couverte (km)	Proportion de la sous-région couverte	Trajectoires GPS disponibles	Type de couverture
HG	2008	NEHG	759	599	0,79	O	Large
HG	1994	SHG	395	369	0,93	N	Large
HG	2008	SHG	395	315	0,8	O	Large
HG	1994	SOHG	464	405	0,87	N	Large
HG	2008	SOHG	464	386	0,83	O	Large
HG	2008	NOHG	1 339	932	0,7	O	Large
HG	1986	NECHG	656	487	0,74	N	Large
HG	1992	NECHG	656	487	0,74	N	Large
HG	2008	NECHG	656	503	0,77	O	Large
DRC	2012	NEDRC	1 341	239	0,18	O	Ponctuel
DRC	2009	BROUGHT	1 481	200	0,14	O	Ponctuel
PD	2009	PASSDISCO	2 488	702	0,28	O	Ponctuel
NCC	2010	SGPP_06	4 225	1 946	0,46	O	Large
NCC	2012	SGPP_06	4 225	228	0,05	O	Ponctuel
HG	2010	NEHG	759	39	0,05	O	Ponctuel
HG	2010	NOHG	1 339	88	0,07	O	Ponctuel

Tableau 7. Dénombrements des phoques communs et estimations de leur abondance (IC à 95 %) par année et par région, une fois corrigés pour tenir compte des individus en mer (N, selon un facteur de correction de 1/0,785) et une fois les phoques de la zone n'ayant pas fait l'objet d'un relevé ajoutés (N corrigé). Des estimations du modèle sont également fournies pour projeter l'abondance jusqu'en 2019 (N modélisé). La densité est basée sur l'abondance projetée pour 2019.

Région	Année attribuée	Nombre	N	N'ayant pas fait l'objet d'un relevé (km)	Phoques ajoutés	N corrigé	IC à 95 %	N modélisé	IC à 95 %	Densité (phoques/km)
DG	2019	26 941	35 080	30	398	35 478	32 860-38 304	37 309	30 641-45 428	10,5
COIV	2016	7 785	10 012	1 047	2 180	12 192	11 296-13 159	12 049	7 755-18 722	2,1
DRC	2017	3 506	4 496	587	578	5 074	4 589-5 610	4 346	3 561-5 303	1,2
PD	2017	2 438	3 228	42	52	3 280	2 779-3 872	4 104	1 287-13 088	1,6
CCC	2018	3 018	3 963	187	75	4 038	3 610-4 516	4 121	2 440-6 959	0,6
NCC	2018	5 998	8 420	1 499	1 569	9 989	9 199-10 846	10 677	6 875-16 580	1,0
HG	2017	9 437	14 214	127	232	14 446	13 137-15 886	13 409	10 701-16 801	2,9
C.-B.	-	59 123	79 413	3 519	5 084	84 497	81 160-87 970	86 015	74 745-98 985	2,3

Tableau 8. La quantité totale de données perdues et le nombre d'événements d'échouerie uniques selon le nombre minimal de phoques fournissant simultanément des données, associés aux répercussions sur la proportion moyenne d'individus hors de l'eau (P), à la variance (var) de P, à l'écart-type (ÉT) de P, à l'erreur-type (ET) de P et à l'intervalle de confiance (IC) à 95 % de P, et au facteur de correction moyen (FC), lors de la prise en compte de conditions contextuelles (non filtrées) ou lors de la restriction des données à des conditions semblables à celles d'un relevé (filtrées).

Ensemble de données	N ^{bre} min. phoques fournissant simultanément des données	Données proportionnelles cumulatives perdues	Événements uniques	P moyen	Var. pour P	ÉT pour P	ET pour P	IC à 95 % pour P	FC moyen
Non filtré	2	0,00	7 295	0,317	0,102	0,319	0,004	0,310 à 0,325	3,151
Non filtré	3	0,22	5 693	0,325	0,094	0,307	0,004	0,317 à 0,333	3,072
Non filtré	4	0,32	4 981	0,335	0,092	0,303	0,004	0,327 à 0,344	2,984
Non filtré (toutes les heures)	5	0,46	3 974	0,345	0,088	0,297	0,005	0,336 à 0,354	2,899
Non filtré (toutes les heures)	6	0,64	2 639	0,345	0,082	0,287	0,006	0,334 à 0,356	2,901
Non filtré (toutes les heures)	7	0,74	1 891	0,348	0,082	0,287	0,007	0,335 à 0,361	2,871
Filtré	2	0,00	302	0,761	0,052	0,228	0,013	0,735 à 0,787	1,314
Filtré	3	0,22	236	0,785	0,035	0,187	0,012	0,761 à 0,809	1,274
Filtré	4	0,29	214	0,785	0,033	0,181	0,012	0,761 à 0,809	1,274
Filtré (conditions semblables à celles d'un relevé)	5	0,46	164	0,791	0,026	0,162	0,013	0,766 à 0,816	1,264
Filtré (conditions semblables à celles d'un relevé)	6	0,64	110	0,801	0,022	0,150	0,014	0,773 à 0,829	1,248
Filtré (conditions semblables à celles d'un relevé)	7	0,74	79	0,788	0,021	0,144	0,016	0,756 à 0,821	1,268

Tableau 9. Estimation régionale de l'abondance (N), corrections de la densité (phoques supplémentaires) pour les parties du littoral omises (km) et abondance corrigée (N_{cor}) pour la période de 1966 à 2019. La proportion du littoral régional omis et la contribution subséquente des phoques ajoutés (%) au N_{cor} sont indiquées pour chaque année.

Région	Longueur du littoral (km)	Année attribuée	Nombre de phoques	N	Parties du littoral omises (km)	Proportion du littoral omise (%)	Correction de la densité (phoques)	N_{cor}	IC à 95 %	Contribution des phoques ajoutés (%)
DG	3 563	1966	651	1 186	2 262	63	894	2 080	1 861 à 2 324	43
		1973	1 290	2 613	1 752	49	957	3 570	3 181 à 4 006	27
		1974	1 984	3 315	1 398	39	866	4 181	3 714 à 4 706	21
		1976	1 586	2 627	796	22	841	3 468	3 099 à 3 879	24
		1982	3 966	6 606	1 744	49	2 629	9 235	8 287 à 10 292	28
		1983	2 770	4 595	2 133	60	7 421	12 016	10 803 à 13 365	62
		1984	1 895	3 216	2 990	84	10 527	13 743	12 361 à 15 280	77
		1985	2 728	4 583	2 641	74	10 713	15 296	13 735 à 17 034	70
		1986	5 919	9 829	1,742	49	6 605	16 434	14 712 à 18 357	40
		1987	4 699	7 848	1 949	55	13 555	21 403	19 196 à 23 864	63

Région	Longueur du littoral (km)	Année attribuée	Nombre de phoques	N	Parties du littoral omises (km)	Proportion du littoral omise (%)	Correction de la densité (phoques)	N _{cor}	IC à 95 %	Contribution des phoques ajoutés (%)
		1988	14 161	23 423	357	10	2 310	25 733	22 989 à 28 804	9
		1990	16 744	28 572	414	12	3 296	31 868	28 527 à 35 600	10
		1992	13 718	22 447	797	22	9 277	31 724	28 286 à 35 581	29
		1994	23 237	39 207	413	12	4 569	43 776	39 013 à 49 120	10
		1996	22 663	39 533	417	12	4 178	43 711	38 974 à 49 024	10
		1998	19 541	33 325	493	14	5 019	38 344	34 128 à 43 081	13
		2000	24 168	39 469	527	15	6 158	45 627	40 398 à 51 533	13
		2003	23 122	37 783	1 325	37	20 389	58 172	51 220 à 66 066	35
		2008	21 753	35 935	412	12	3 689	39 624	35 058 à 44 783	9
		2014	23 561	39 853	435	12	4 976	44 829	39 650 à 50 685	11
		2019	26 941	35 080	30	1	398	35 478	32 860 à 38 304	1
COIV	5 643	1976	110	182	4 839	86	1 385	1 567	1 370 à 1 793	88

Région	Longueur du littoral (km)	Année attribuée	Nombre de phoques	N	Parties du littoral omises (km)	Proportion du littoral omise (%)	Correction de la densité (phoques)	N _{cor}	IC à 95 %	Contribution des phoques ajoutés (%)
		1987	902	1 483	4 839	86	9 491	10 974	9 691 à 12 426	86
		1993	754	1 252	5 012	89	8 069	9 321	8 217 à 10 573	87
		1994	516	951	5 148	91	9 215	10 166	8 946 à 11 552	91
		1995	437	733	4 577	81	6 319	7 052	6 177 à 8 051	90
		1996	312	545	5 261	93	7 553	8 098	7 161 à 9 158	93
		2007	4 706	8 020	1 331	24	1 256	9 276	8 173 à 10 528	14
		2016	7 785	10 012	1 047	19	2 180	12 192	11 296 à 13 159	18
DRC	3 579	1988	459	751	3 151	88	9 230	9 981	8 518 à 11 695	92
		1989	1 222	2 323	2 582	72	7 642	9 965	8 503 à 11 679	77
		1996	598	1 050	3 162	88	9 111	10 161	8 720 à 11 841	90
		2004	2 041	3 917	2 149	60	5 416	9 333	7 798 à 11 170	58
		2017	3 506	4 496	587	16	578	5 074	4 589 à 5 610	11

Région	Longueur du littoral (km)	Année attribuée	Nombre de phoques	N	Parties du littoral omises (km)	Proportion du littoral omise (%)	Correction de la densité (phoques)	N _{cor}	IC à 95 %	Contribution des phoques ajoutés (%)
PD	2 620	2003	2 038	3 357	1 575	60	5 060	8 417	6 560 à 10 799	60
		2017	2 438	3 228	42	2	52	3 280	2 779 à 3 872	2
CCC	7 177	2000	207	337	6 585	92	6 345	6 682	5 726 à 7 797	95
		2005	4 919	8 364	188	3	237	8 601	7 417 à 9 974	3
		2018	3 018	3 963	187	3	75	4 038	3 610 à 4 516	2
NCC	10 220	1977	351	626	9 734	95	11 152	11 778	10 210 à 13 587	95
		1983	636	1 142	9 734	95	5 767	6 909	5 991 à 7 969	83
		1987	1 120	2 004	9 734	95	6 134	8 138	7 067 à 9 370	75
		1998	1 285	2 104	9 722	95	7 633	9 737	8 509 à 11 141	78
		1999	535	874	9 740	95	14 722	15 596	13 821 à 17 599	94
		2005	4 283	7 855	5 439	53	8 907	16 762	14 824 à 18 954	53

Région	Longueur du littoral (km)	Année attribuée	Nombre de phoques	N	Parties du littoral omises (km)	Proportion du littoral omise (%)	Correction de la densité (phoques)	N _{cor}	IC à 95 %	Contribution des phoques ajoutés (%)
		2018	5 999	8 420	1 499	15	1 569	9 989	9 199 à 10 846	16
HG	4 580	1986	1 961	3 665	2 956	65	5 105	8 770	7 771 à 9 896	58
		1992	1 451	2 904	3 596	79	8 463	11 367	10 007 à 12 911	74
		1994	1 260	2 469	3 524	77	13 938	16 407	14 390 à 18 708	85
		2008	6 861	13 582	1 514	33	6 827	20 409	17 735 à 23 486	33
		2017	9 437	14 214	127	3	232	14 446	13 137 à 15 886	2

Tableau 10. Estimations des paramètres et erreurs-types respectives (se) pour les modèles théta-logistiques de l'abondance du phoque commun dans diverses sous-régions du détroit de Georgia (DG) et le DG dans son ensemble. Consulter la figure 1 pour voir la délimitation du DG et obtenir les codes de ses sous-régions, ainsi que la figure 15 pour obtenir les prévisions du modèle. N_{init} = taille initiale de la population en 1965, K = capacité de charge, r_m = taux d'accroissement maximal, θ = paramètre de forme de la dépendance à la densité.

Sous-région	N_{init}	ET	K	ET	r_m	ET	θ	ET
SGULF	321	77	7 123	0,2	0,1337	0,0219	7,19	26,3
BAIEB	482	2	1 707	2,8	0,0790	0,0042	32,27	16,7
FFRASER	284	53	2 100	0,5	0,0756	0,0134	12,99	34,4
BHOWE	102	21	1 249	0,1	0,1760	0,0273	8,49	15,8
IGULF	363	82	10 000	0,1	0,1402	0,0172	6,65	14,3
NOGULF	100	6	6 000	0,1	0,2771	0,0047	8,37	1,3
NEGULF	332	0	14 999	0,0	0,2234	0,0093	7,17	9,5
DG	2 079	1	40 000	0,2	0,1110	0,0145	14,82	61,5

Tableau 11. La taille minimale estimée de la population (N_{min}) pour l'année de relevé, le coefficient de variation (CV), la tendance de l'abondance (voir la figure 14), le facteur de récupération (F_r) et le PBP estimé pour les sept régions de relevé. Les régions sont les suivantes : le détroit de Georgia (DG), la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV), le détroit de la Reine-Charlotte (DRC), le passage Discovery (PD), le centre de la côte continentale (CCC), le nord de la côte continentale (NCC) et Haida Gwaii (HG) [voir la figure 1].

Région	N_{Min}	CV	Tendance	F_r	PBP
DG	34 477	0,034	Abondante, stable	1	2 069
COIV	11 848	0,034	Abondante, stable/en augmentation	1	711
DRC	4 885	0,045	En déclin	0,5	147
PD	3 080	0,075	Incertitude	0,1	18
CCC	3 871	0,050	Incertitude quant à l'abondance, stable/en déclin	0,25	58
NCC	9 683	0,037	Abondante, stable/en augmentation	1	581
HG	13 933	0,043	Abondante, en déclin	0,5	418

9. FIGURES

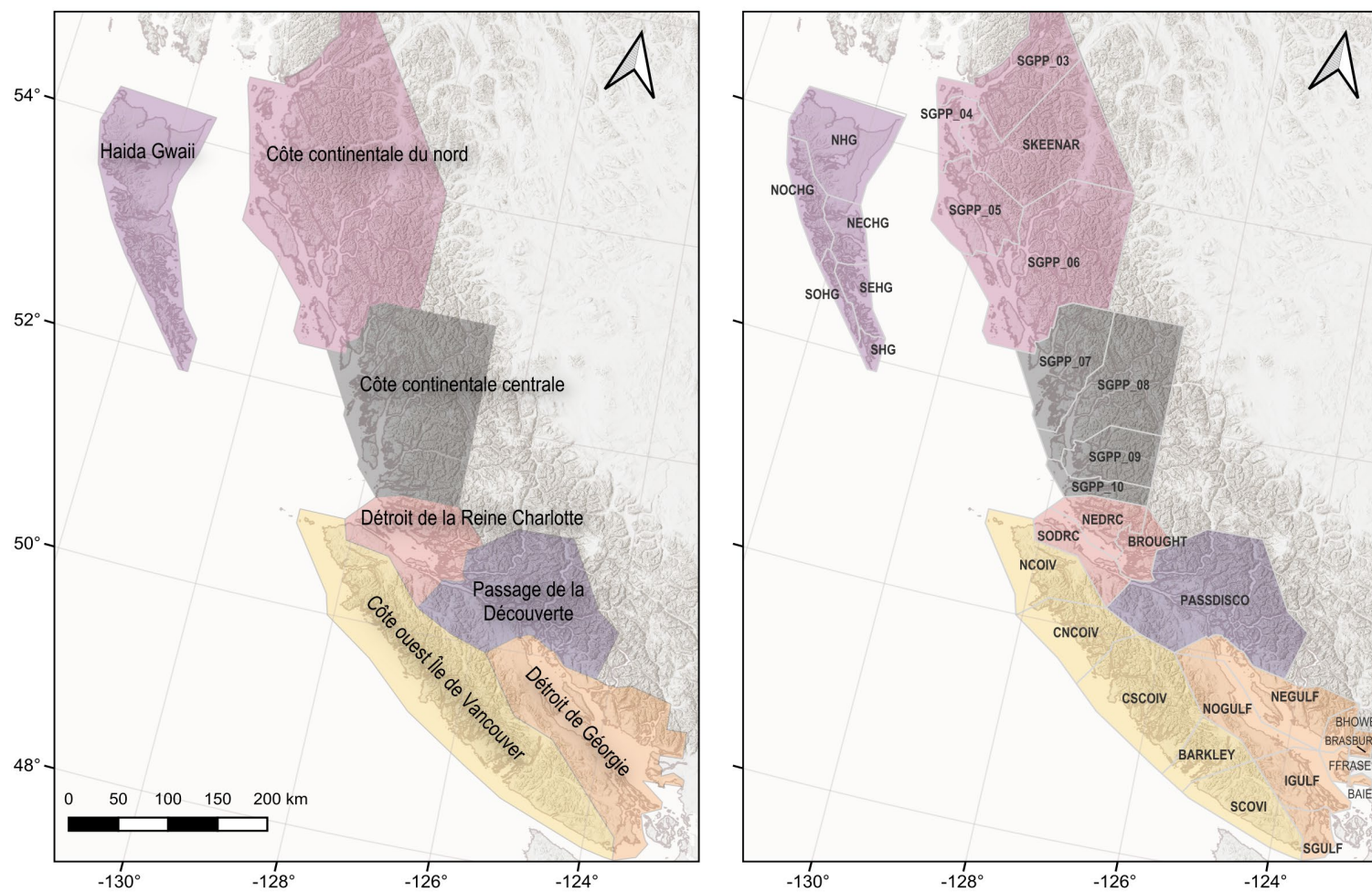


Figure 1. Carte de la côte de la Colombie-Britannique divisée en régions (gauche) et en sous-régions (droite) pour l'estimation de l'abondance de phoques communs et les tendances relatives à l'abondance des stocks.

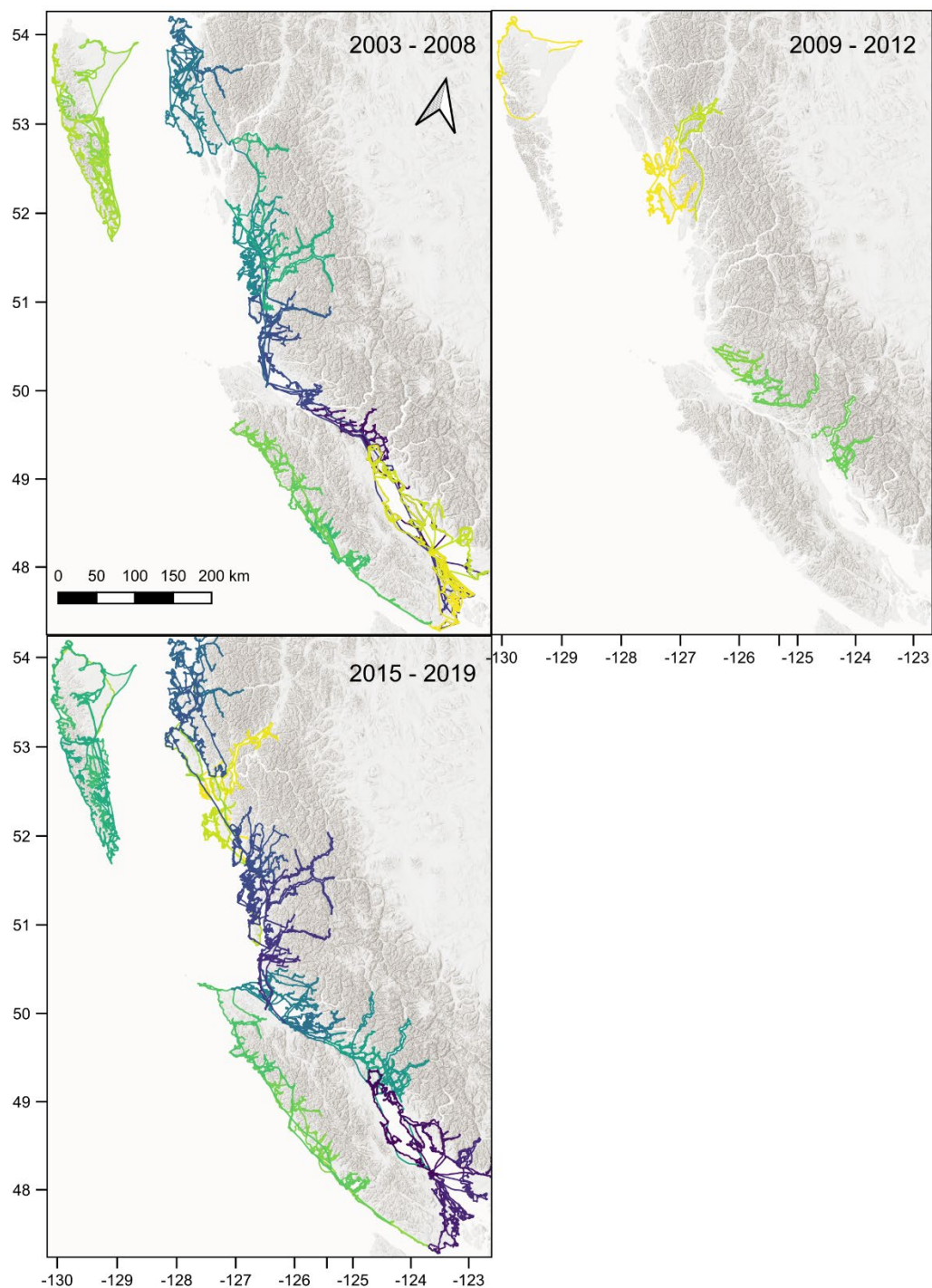


Figure 2. Trajectoires de vol pour les relevés aériens des phoques communs dans les eaux côtières de la Colombie-Britannique sur trois périodes : 2003-2008, 2009-2012 et 2015-2019. Les lignes sont colorées par année et sous-région pour chaque panneau respectif. Les couleurs différentes dans une région mettent en évidence des relevés plus espacés dans le temps, tandis que des bandes de couleurs similaires dans une région indiquent plus de relevés synoptiques.

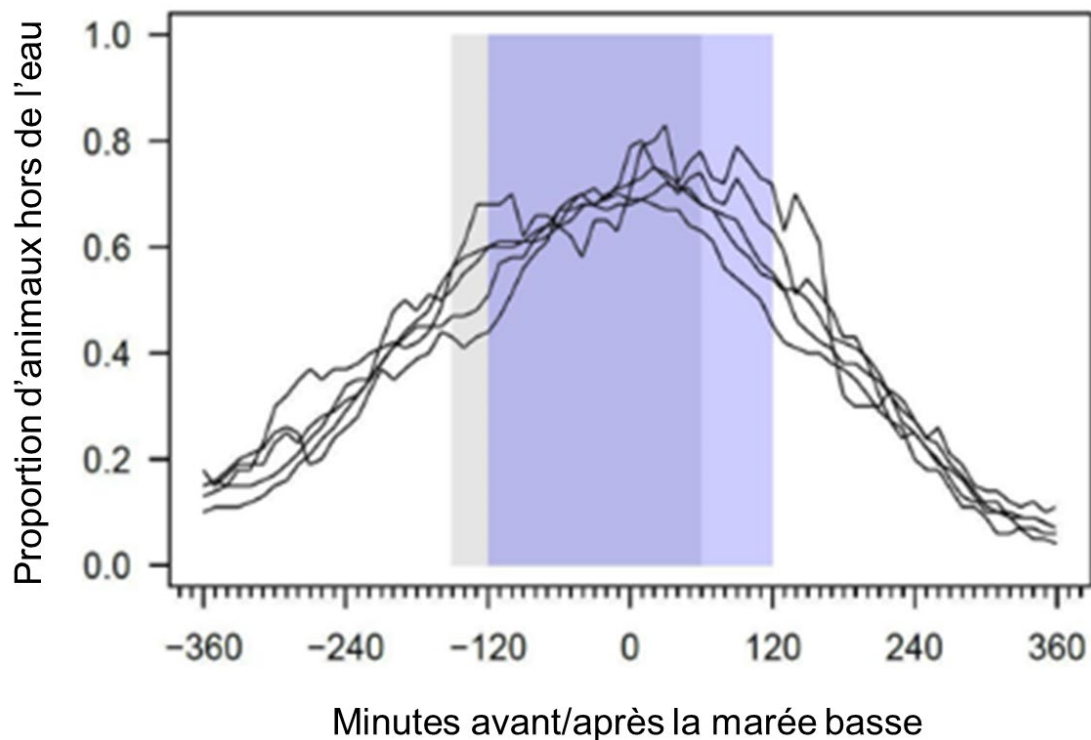


Figure 3. La proportion d'individus hors de l'eau est indiquée par rapport au temps avant et après la marée basse. La partie grise représente la période de relevé de 2,5 heures avant la marée basse à 1 heure après la marée basse utilisée dans les relevés antérieurs à 2014. La partie violette représente la période de relevé de 2 heures après la marée basse qui a été utilisée en 2014. La figure est adaptée à partir des courbes de réponse du comportement relatif à l'échouerie rajustées pour prendre en compte le cycle nyctéméral et l'amplitude des marées présentées dans Olesiuk (2010).

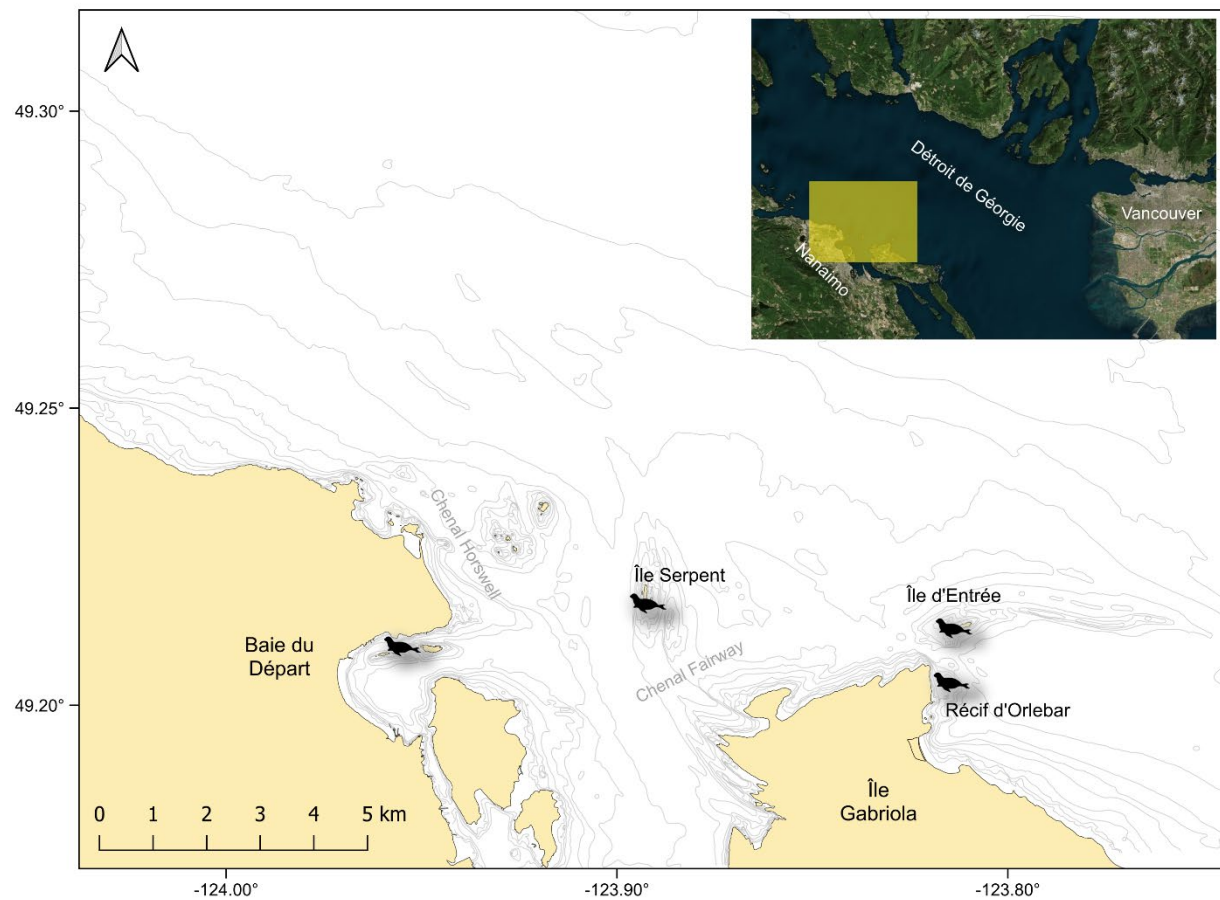


Figure 4. Sites de capture de phoques communs pour le marquage au moyen d'émetteurs satellites dans le détroit de Georgia. Les chercheurs étaient basés à Departure Bay.

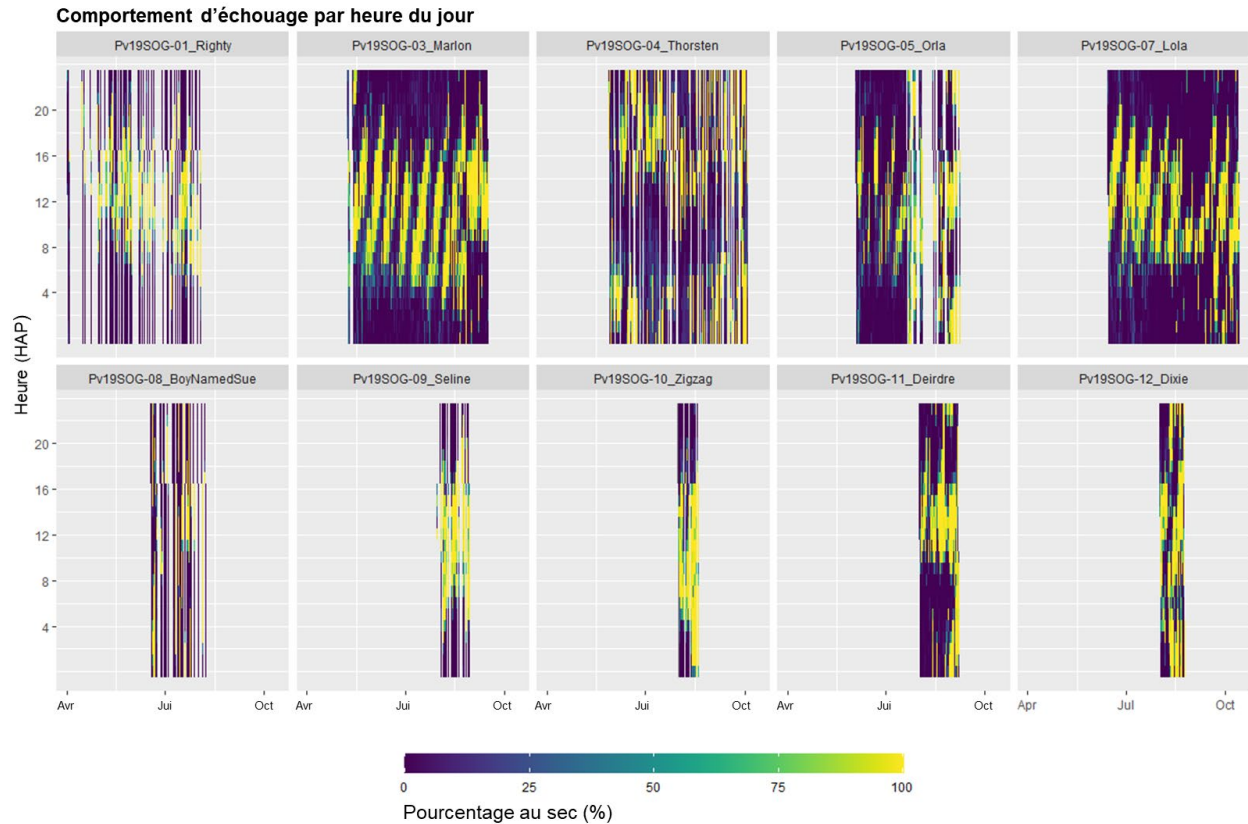


Figure 5. Exemple de pourcentages de temps « au sec » par heure du jour (heure avancée du Pacifique, HAP) pour 10 phoques marqués en 2019. Les blocs de temps jaunes indiquent 100 % au sec (hors de l'eau) tandis que les blocs indigo indiquent 0 % au sec (en mer). Des tendances cycliques sont visibles pour la plupart des phoques, ce qui montre que le comportement d'échouerie se déplace progressivement plus tard sur 10 à 14 jours, puis recommence plus tôt dans la journée (ce qui correspond au cycle de marée local). Remarque : Le cycle décalé observé pour le phoque « Pv19SOG-04 » (rangée supérieure, panneau du milieu) montre principalement le comportement en mer lorsque d'autres phoques sont hors de l'eau.

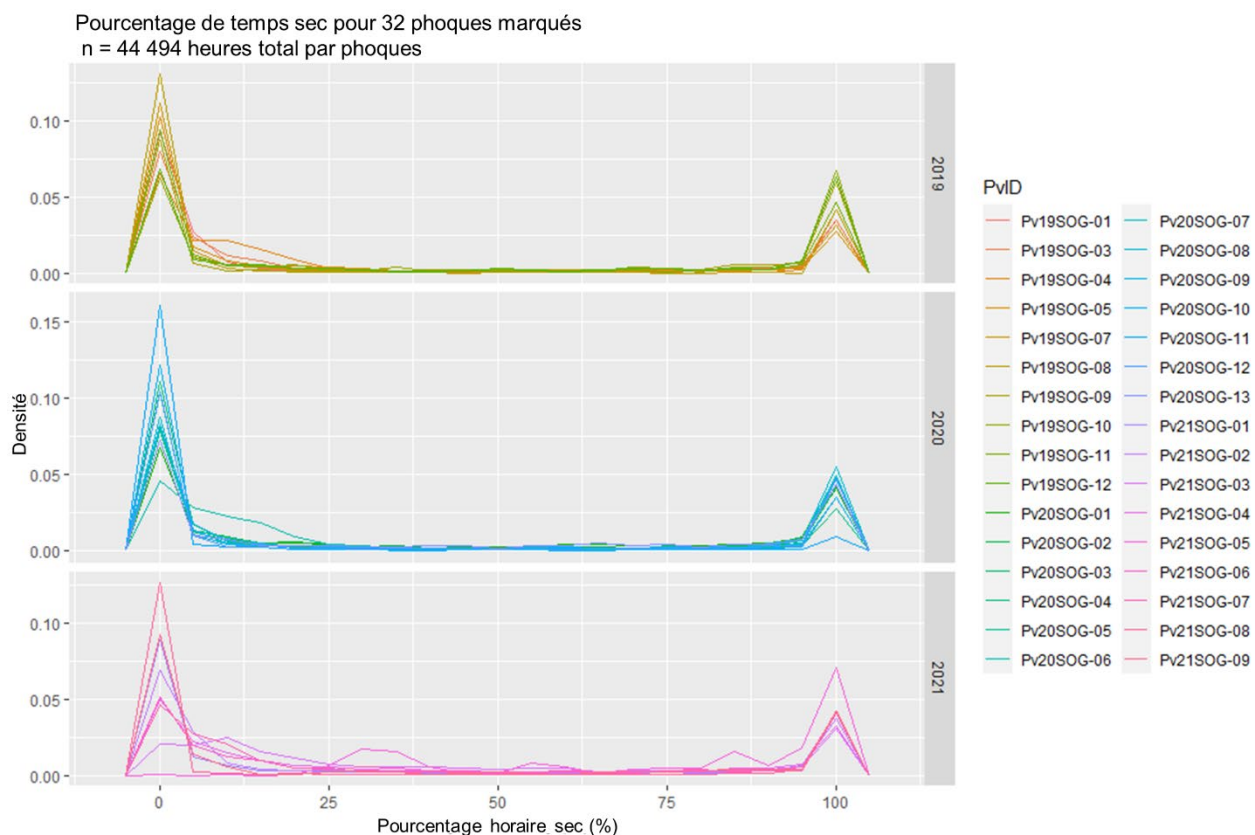


Figure 6. Graphique de densité montrant la distribution bimodale des données horaires sur le pourcentage « au sec » (%) pour 32 phoques marqués au printemps et à l'été pendant la période 2019-2021. Chaque ligne colorée représente un phoque. Zéro indique complètement humide et 100 représente complètement sec pour l'heure enregistrée.

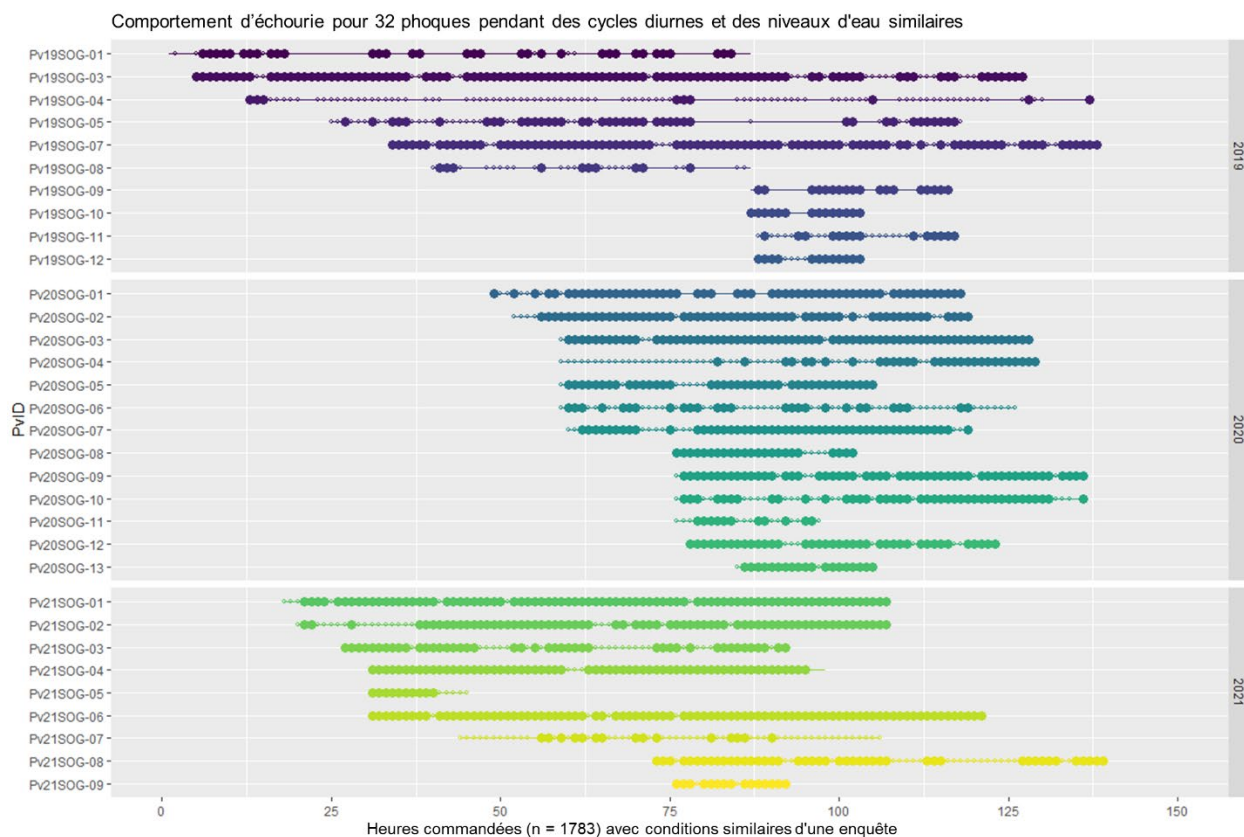


Figure 7. Comportement d'échouerie aligné dans le temps pour 32 phoques marqués au printemps et à l'été pendant la période 2019-2021. Chaque ligne colorée représente un phoque. Les grands cercles pleins indiquent des phoques « hors de l'eau » tandis que les petits cercles vides représentent les phoques « en mer » pour l'heure donnée. Les intervalles vides dans la chronologie (partie d'une ligne sans cercle) indiquent qu'il n'y a pas de données pour l'heure en question. Remarque : Les coupures sur l'axe des X représentent le sous-ensemble d'heures filtrées en fonction des conditions semblables à celles d'un relevé (de 0 à 1,65 m et entre 8 h et midi [HAP]) pour les années de marquage. Les heures sont étiquetées séquentiellement de 1 à 150 dans l'ordre de leur occurrence chaque année afin de les aligner d'une année à l'autre, indépendamment de la date. Les lignes ont été réduites en fonction des heures précédant le marquage et de celles suivant le moment où les émetteurs sont tombés pour chaque phoque, afin d'alléger la présentation visuelle.

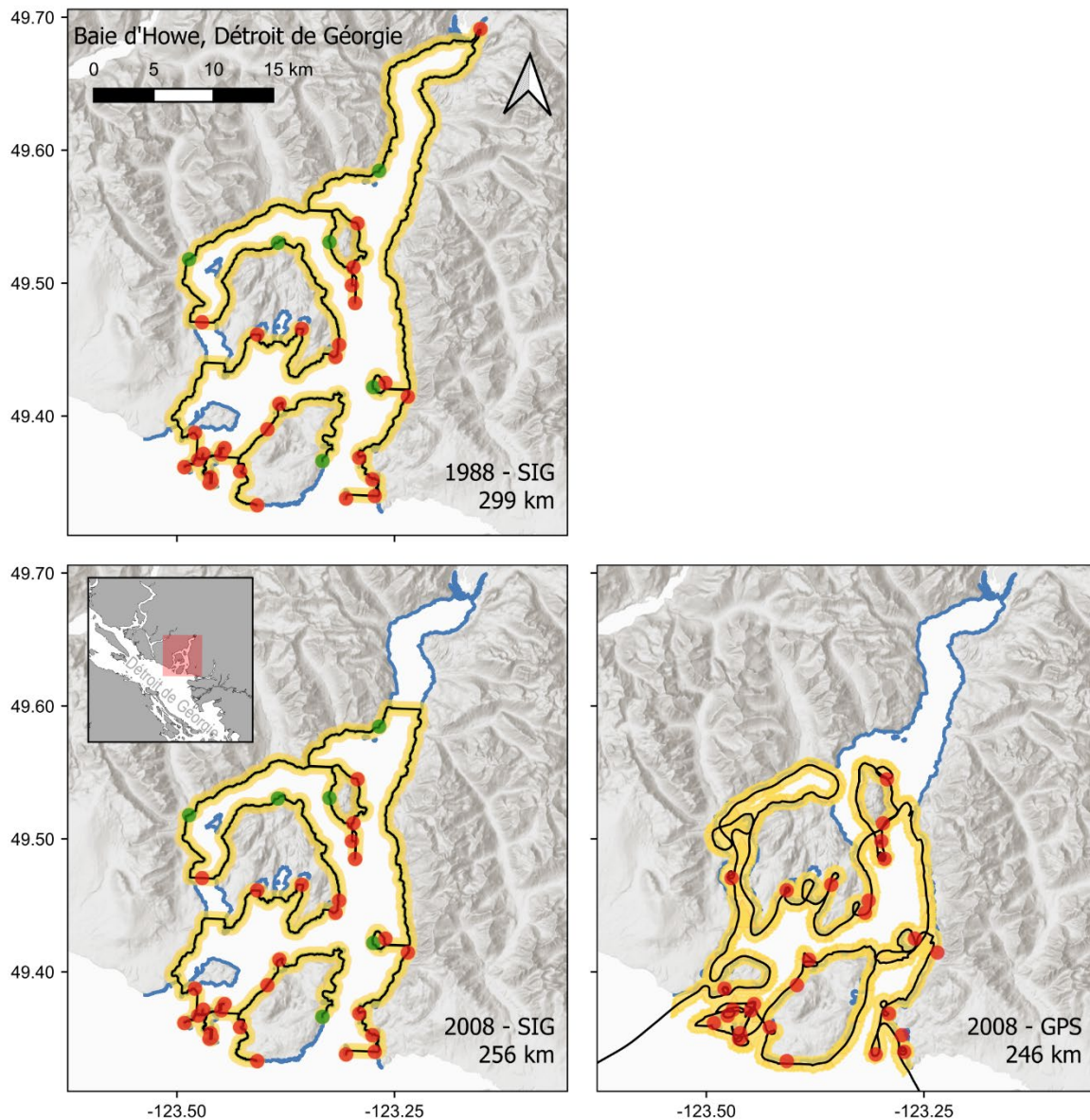


Figure 8. Estimations du littoral couvert lors des relevés dans la baie Howe (sous-région 14) à l'aide des données SIG pour reconstituer les trajectoires à partir du répertoire de sites d'échouerie (panneau de gauche) ou à l'aide de trajectoires de vol générées par des récepteurs GPS à bord de l'aéronef de relevé (panneau de droite). Les trajectoires estimées tamponnées (lignes noires et jaunes), les sites d'échouerie ayant fait l'objet d'un relevé (cercles rouges) et les ancrages placés manuellement pour les reconstitutions SIG (cercles verts) sont indiqués. Panneau supérieur gauche : reconstitution de la trajectoire SIG pour un relevé antérieur sans trajectoires GPS en 1988 (299 km de côte); panneau inférieur gauche : reconstitution de la trajectoire SIG pour le relevé effectué en 2008 (256 km); panneau inférieur droit : trajectoire GPS dérivée pour le relevé de 2008 (246 km).

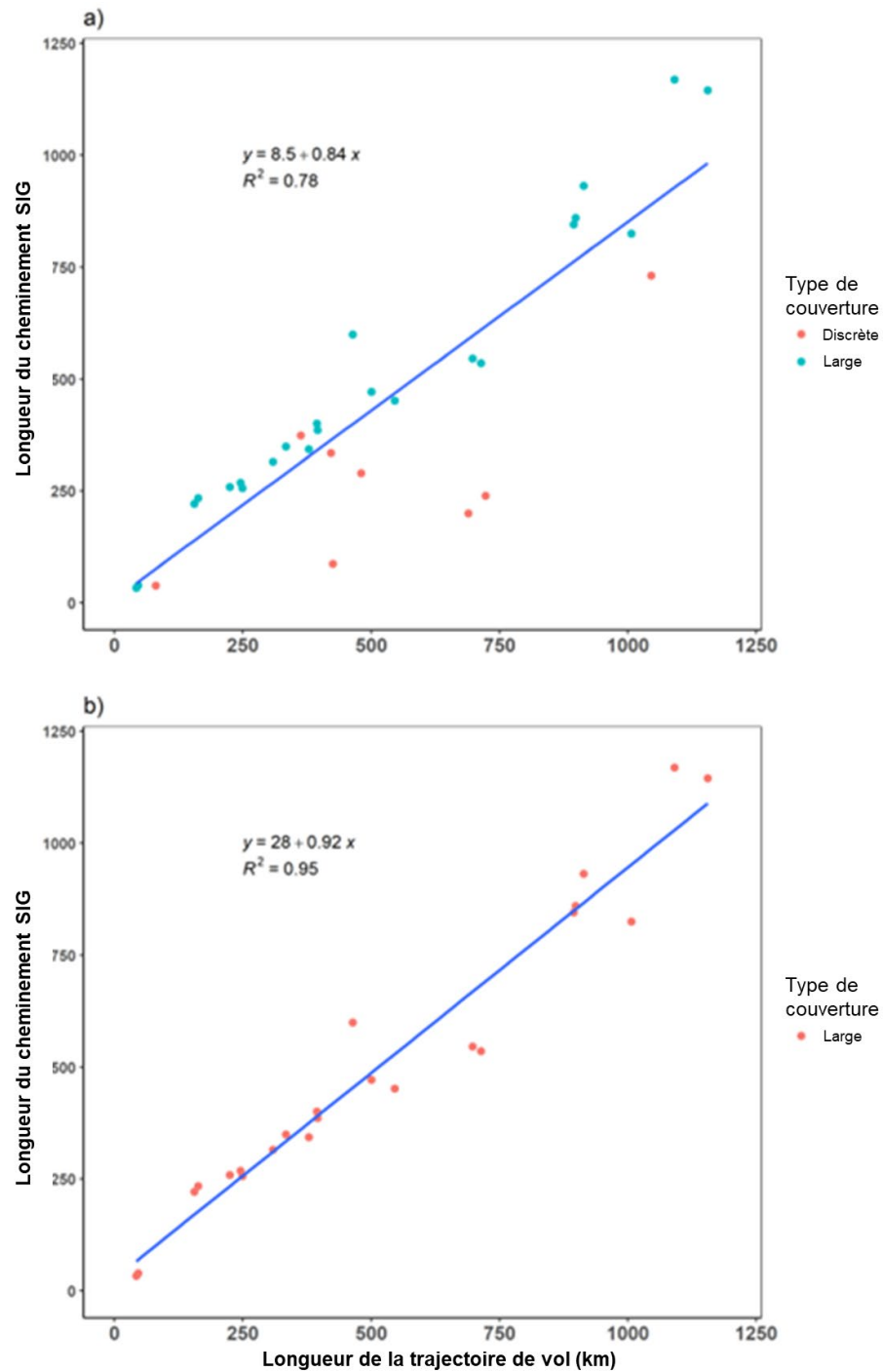


Figure 9. Estimations opposées de la trajectoire de vol et de la trajectoire pour la longueur du littoral de la sous-région ayant fait l'objet d'un relevé (km).

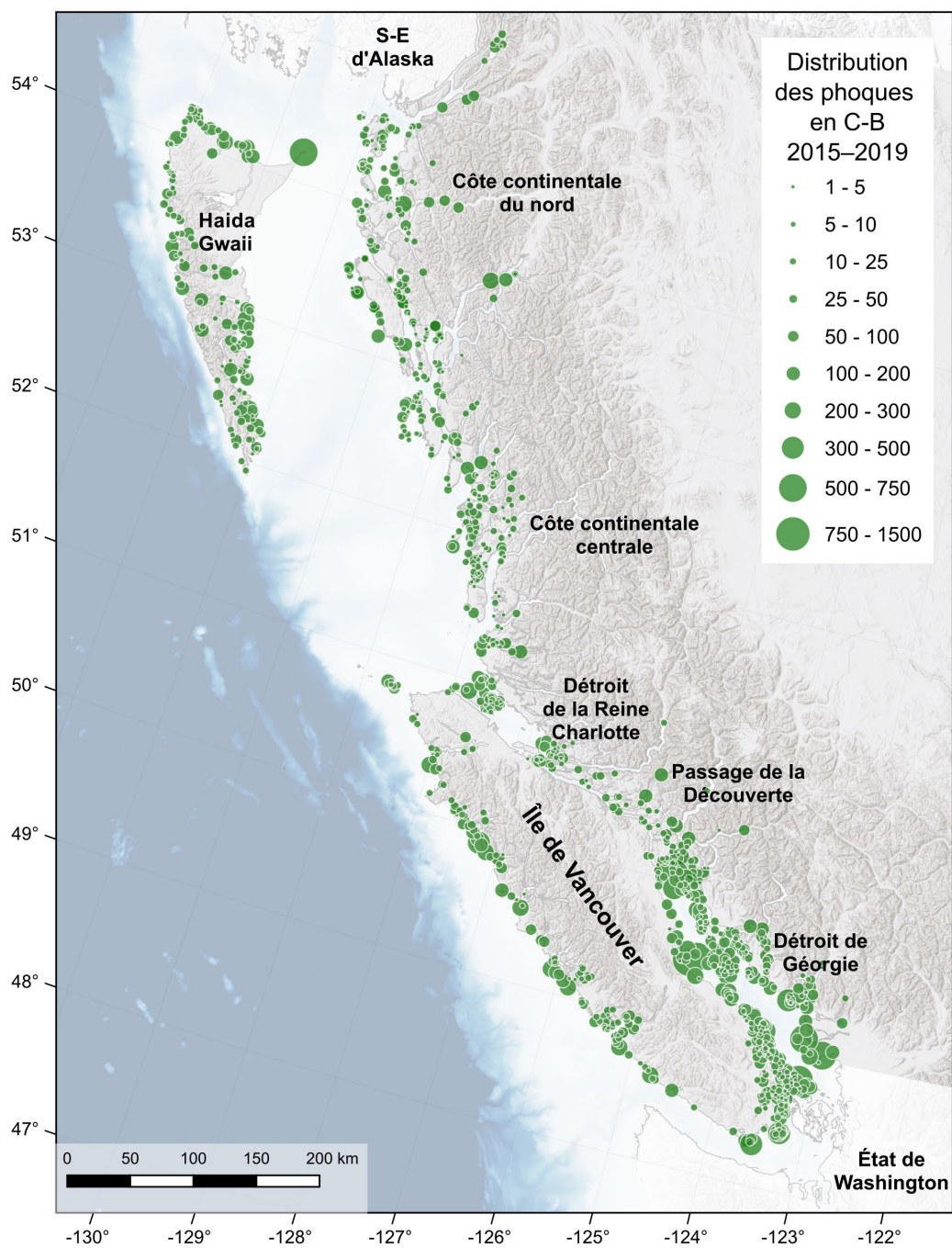


Figure 10. Répartition des sites d'échouerie du phoque commun en Colombie-Britannique de 2015 à 2019. La taille des cercles correspond au nombre d'individus dénombrés sur un site.

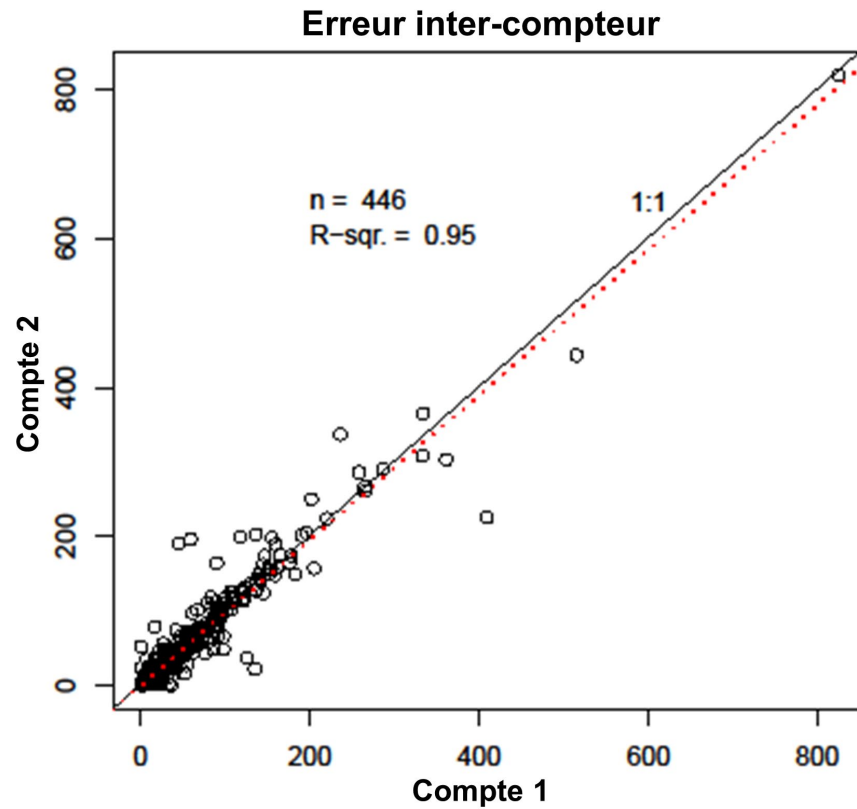


Figure 11. Erreur entre compteurs. La ligne continue est la ligne 1:1 et la ligne pointillée est un ajustement par les moindres carrés aux données. L'ajustement n'était pas significativement différent de la ligne 1:1.

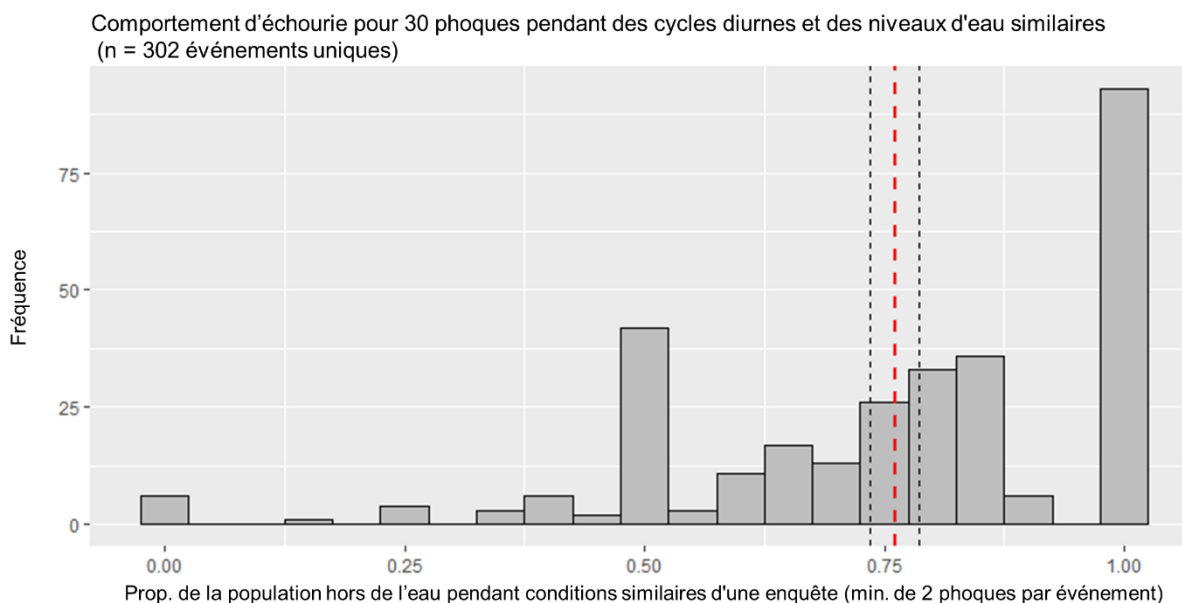
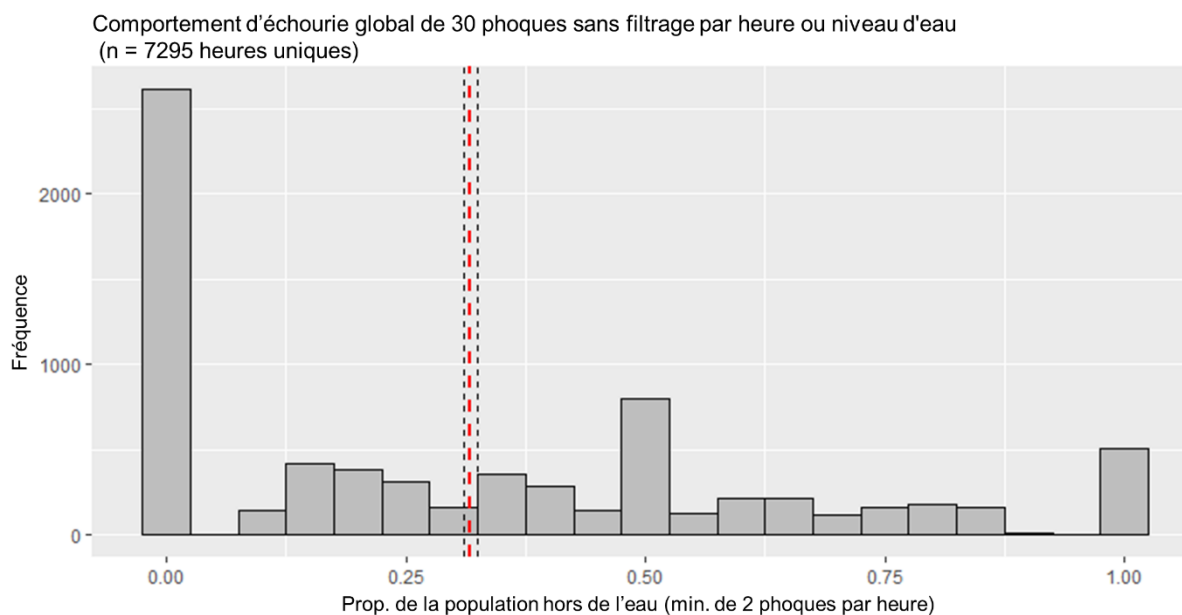


Figure 12. Deux panneaux – Distribution de la proportion de phoques hors de l'eau à une période donnée pour l'ensemble de données au complet (panneau supérieur; non filtré par heure ou niveau d'eau) et avec l'ensemble de données filtré selon des conditions semblables à celles d'un relevé (panneau inférieur; entre 8 h et midi [HAP] et niveaux d'eau entre 0 et 1,65 m). Les moyennes globales (lignes pointillées rouges) et les IC à 95 % (lignes pointillées noires) sont superposés.

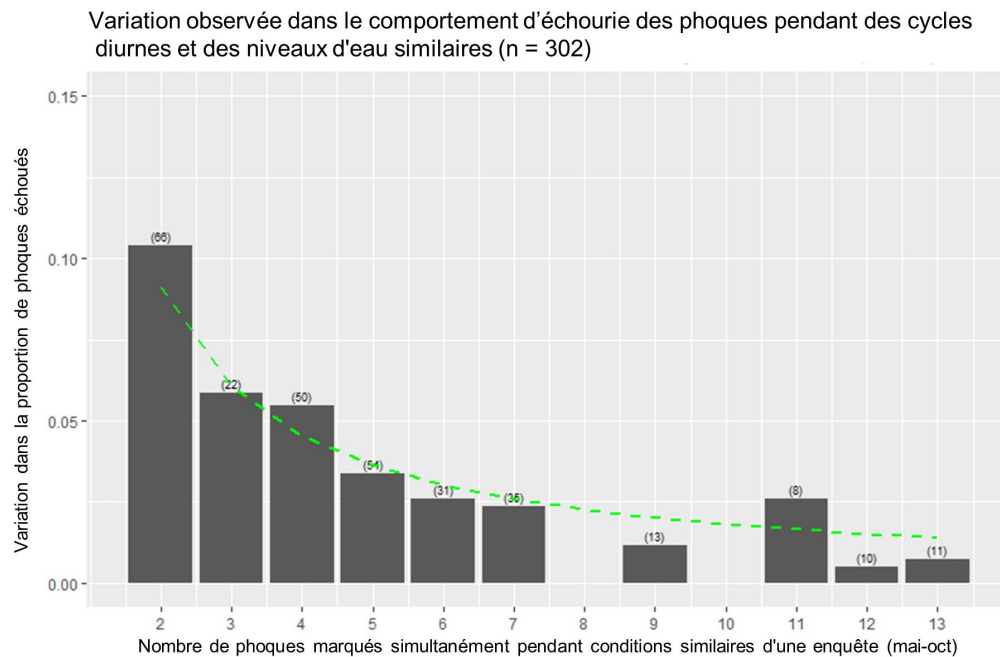
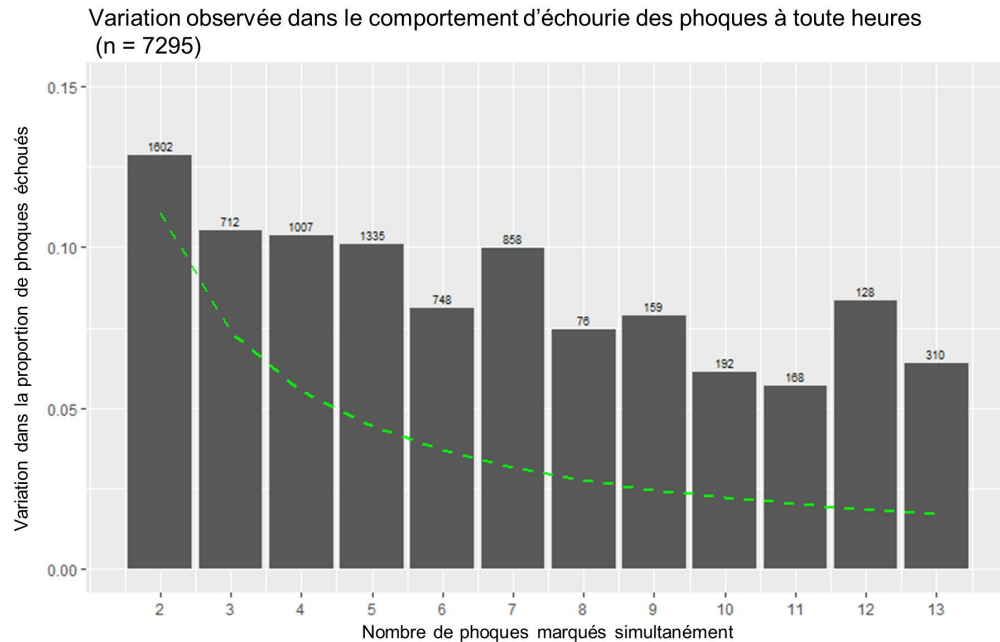


Figure 13. Deux panneaux – Variance dans la proportion de phoques hors de l'eau pour un nombre variable de phoques fournissant simultanément des données (2 à 13), par événement. Panneau supérieur : ensemble de données complet (non filtré par heure ou niveau d'eau); panneau du bas : ensemble de données réduit (filtré selon la marée basse du matin entre 8 h 15 et 11 h 45 [HAP] et niveaux d'eau entre 0 et 1,55 m). Les lignes pointillées vertes sont les variances binomiales attendues calculées à l'aide d'une moyenne globale à partir des données regroupées de chaque ensemble de données. Les valeurs au-dessus des barres sont le nombre d'heures (panneau du haut) et le nombre d'événements (panneau du bas) pour chaque ensemble de phoques munis d'un émetteur fournissant simultanément des données, qui servent de pondération dans le calcul de rho (voir l'annexe B).

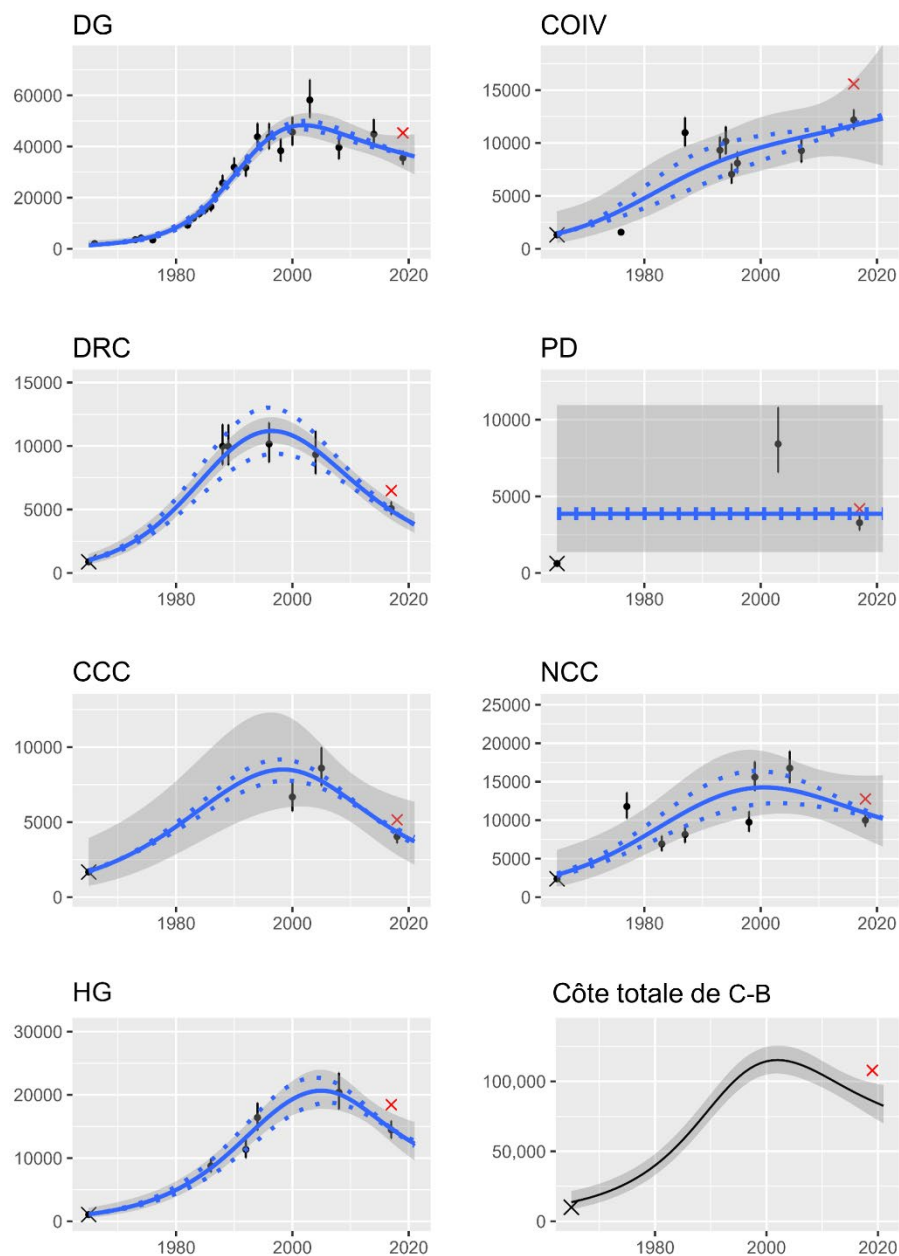


Figure 14. Estimations de l'abondance (IC à 95 %) et tendances pour sept régions de la Colombie-Britannique et de la côte de la Colombie-Britannique. Le « x » noir en 1965 représente une estimation approximative de l'abondance régionale du phoque à partir de la reconstitution historique d'Olesiuk (2010) (voir la section 2.6, Méthodes). Le « x » rouge indique l'estimation de l'abondance obtenue à l'aide du facteur de correction 1/0,615 utilisé dans les évaluations précédentes. Les tendances en matière d'abondance pour chaque région ont été rajustées à l'aide d'un modèle additif généralisé (MAG), sauf pour le PD, pour lequel un modèle linéaire généralisé (MLG) rajusté a été utilisé. Les zones ombrées correspondent à des IC à 95 % des rajustements du modèle. Les lignes pointillées montrent des tendances rajustées selon les estimations de l'abondance, lorsque la densité présumée de phoques dans les zones n'ayant pas fait l'objet d'un relevé était de 20 % supérieure ou inférieure à celle des zones ayant fait l'objet d'un relevé. Consulter la figure 1 pour voir la délimitation et les codes des régions.

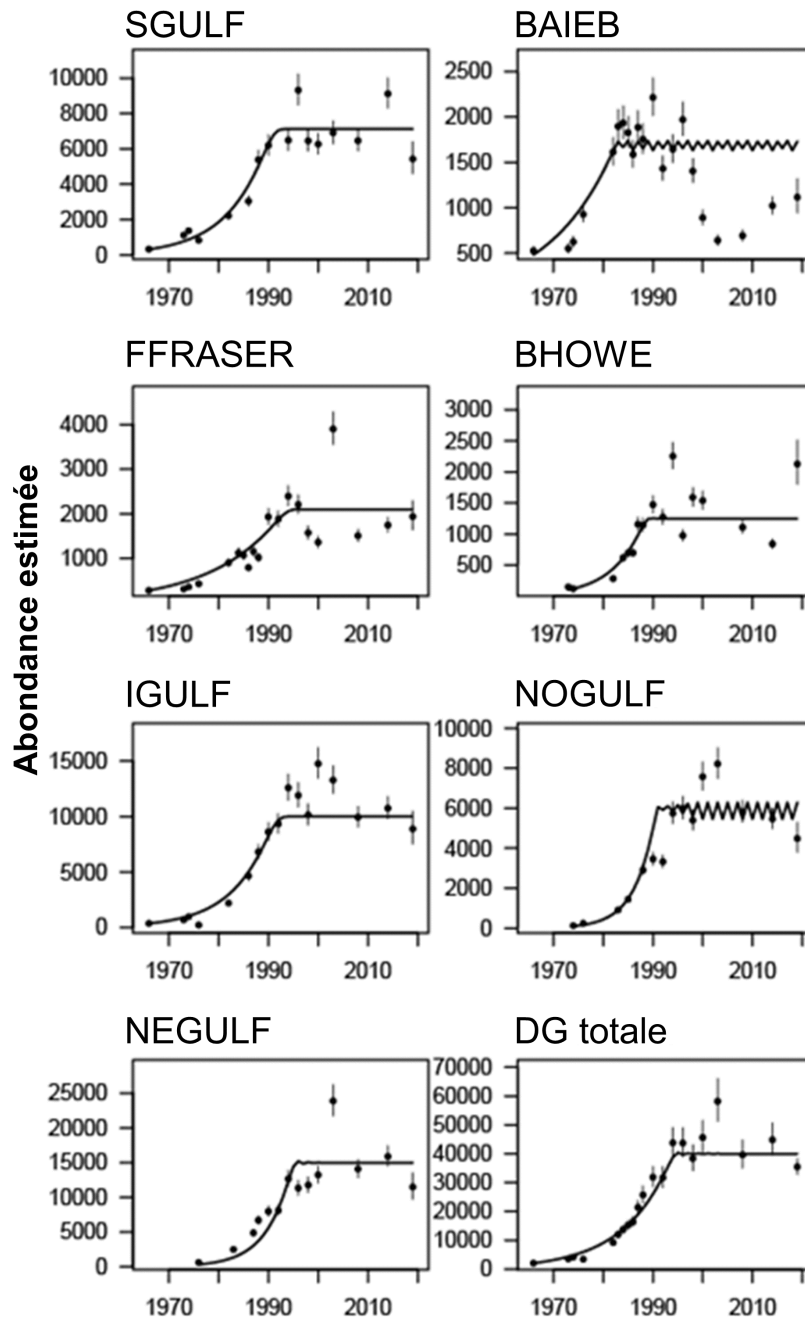


Figure 15. Estimations de l'abondance (IC à 95 %) des phoques communs pour chaque sous-région du détroit de Georgia (DG) et pour l'ensemble du DG, avec des rajustements du modèle θ -logistique. Les estimations de l'abondance ont été pondérées en fonction de la proportion du littoral couvert. Consulter la figure 1 pour voir la délimitation des sous-régions et obtenir leurs codes. Le plateau est généralement interprété comme étant une capacité de charge.

ANNEXE A. EXAMEN DU MPO DE LA LONGUEUR DU LITTORAL

Olesiuk (2010) a rajusté ses données sur les dénombrements de phoques pour tenir compte des parties du littoral n'ayant pas fait l'objet d'un relevé en normalisant les dénombrements en fonction de la longueur du littoral dans les zones de gestion des pêches du Pacifique (SGPP) du MPO. Cependant, bien que cette couche SIG indique les limites entre les zones de gestion des pêches du MPO dans le Pacifique, il s'agit d'une représentation incomplète de la côte. Nous démontrons ci-dessous, étape par étape, comment cette conclusion a été tirée et décrivons les étapes présumées exécutées par Peter F. Olesiuk (2010; PFO) et les fichiers de données connexes, comparées aux étapes entreprises par le programme de recherche sur les pinnipèdes (PRP) du MPO pour estimer la longueur du littoral et présentées dans le présent document.

ENJEU

Incohérence observée entre les valeurs déclarées dans l'onglet sur la numérisation de PFO et les extrants actuels.

FICHIERS EN COURS D'UTILISATION

- Fichier de forme « original » pour les SGPP du MPO (couche multipolygonale définissant les **eaux** pour chaque zone de gestion; aucune terre, même s'il semble y avoir une couche terrestre).
- Fichier de forme pour les SGPP du MPO créé par le PRP (couche multipolygonale définissant les **limites** des aires de gestion; pas de trou).
- Niveau de basse mer du Service hydrographique du Canada (couche multiligne définissant le littoral de la Colombie-Britannique à basse mer).

CONTEXTE

PFO a indiqué les longueurs du littoral des **unités de gestion 1 à 29 du MPO** en deux colonnes (fichier de données d'Olesiuk) :

- « numérisé » totalisant environ 38 000 km
- « kilomètre de littoral » utilisation de la proportion de la longueur numérisée de chaque zone du MPO et sa normalisation à 27 200 km de littoral.
- Pourquoi normaliser? Pourquoi décider que la longueur totale du littoral de toutes les zones du MPO était en fait de 27 200 km et que les longueurs numérisées devaient être corrigées?
- On ne sait pas quels fichiers avait PFO, mais le fichier SGPP « original » du MPO est disponible à la Station biologique du Pacifique depuis plus d'une décennie.

Longueurs du littoral calculées par le PRP pour les **sous-régions du PRP** :

- Utilisation du fichier du niveau de basse mer du Service hydrographique du Canada
- Lignes de basse mer coupées selon les limites de la sous-région du PRP
- Longueurs des tronçons additionnées pour chaque sous-région, puis pour la région entière

Les zones liées aux fichiers SGPP_3, _5, _6, _7, _8, _9 et _10 ont des limites communes avec les sous-régions du PRP dans le NCC (SGPP_03, _05 et _06) et le CCC (SGPP_07, _08, _09 et _10).

- Nous avons pu faire une comparaison presque directe entre les calculs de PFO et l'analyse actuelle de PFO.
- Il y a une bonne concordance entre la plupart des longueurs « numérisées » de PFO et les longueurs de littoral du PRP pour des zones comparables (tableau 1). Cependant : Ce n'était **pas** le cas pour les données « kilomètres de littoral » estimées par PFO (tableau 1).
- Dans la plupart des cas, les différences étaient mineures et pouvaient facilement être attribuées à des différences dans les fichiers d'entrée, à l'arrondissement par fonction dans divers logiciels utilisés, ou aux deux.
- Le fichier SGPP_09 n'était pas une bonne correspondance (1 200 km numérisés par PFO, mais seulement 954 km par le PRP).

Tableau A1. Longueur estimée du littoral par Olesiuk (PFO) en kilomètres dans le cadre de l'étude actuelle (PRP), pour un sous-ensemble de zones de gestion du MPO. Les données « kilomètres de littoral » sont la proportion de la longueur numérisée de chaque zone normalisée du MPO par rapport à 27 200 km de littoral.

Zone du MPO		Estimations de PFO		Estimations du PRP	
Numéro de la zone	Longueur numérisée (km)	Littoral (km)	Sous-région	Longueur (km)	
3	1,666	1,175	SGPP_03	1,561	
5	2,651	1,869	SGPP_05	2,679	
6	4,023	2,836	SGPP_06	4,216	
7	3,951	2,785	SGPP_07	3,974	
8	1,695	1,195	SGPP_08	1,633	
9	1,203	848	SGPP_09	954	
10	611	431	SGPP_10	616	

SUIVI

Les similitudes ont incité le PRP à calculer la longueur du littoral pour toutes les zones de gestion du MPO (tableau 2).

- Utilisation du fichier du niveau de basse mer du Service hydrographique du Canada.
- Lignes de basse mer coupées du PRP créées au moyen du fichier de forme pour les SGPP du MPO.
- Encore une fois, il y a généralement une bonne correspondance entre les longueurs « numérisées » de PFO et les longueurs du PRP. On peut supposer que les différences sont principalement attribuables à des intrants différents entre PFO et le PRP.

Tableau A2. Longueur du littoral estimée par Olesiuk (PFO) et dans le cadre de l'étude actuelle (PRP) en kilomètres, pour les zones de gestion du MPO.

Zone du MPO	PFO	PRP
Numéro de la zone	Longueur numérisée (km)	Longueur du SGPP (km)
1	869	961
2	3 626	3 615
3	1 666	1 569
4	1 759	1 764
5	2 651	2 678
6	4 023	4 103
7	3 951	3 975
8	1 695	1 631
9	1 203	955
10	611	616
11	1 076	927
12	3 592	3 424
13	1 674	1 581
14	343	334
15	825	841
16	1 031	995
17	583	574
18	479	485
19	405	420
20	325	261

Zone du MPO	PFO	PRP
Numéro de la zone	Longueur numérisée (km)	Longueur du SGPP (km)
21	51	51
22	71	12
23	1 014	966
24	1 235	1 016
25	1 107	1 023
26	743	1 032
27	846	860
28	567	612
29	559	646
Total	38 579	37 926

DE PLUS, D'OÙ VENAIT LA NORMALISATION À 27 200 KM? EST-CE QU'IL NOUS MANQUE UNE ÉTAPE IMPORTANTE?

Pour tenter de déterminer les origines de la conversion de PFO en « kilomètres de littoral », le PRP a coupé la polyligne de basse mer selon le fichier de polygone « original » du MPO auquel PFO avait probablement accès (figure 1).

- Le fichier peut sembler approprié comme « superposition » pour découper des zones, mais il est quelque peu trompeur.
- Il contient des « trous » dans la géométrie où se trouverait la terre et définit l'eau seulement (figures 2 et 3).
- Par conséquent, il faudrait qu'il y ait une concordance de 100 % entre le bord de l'eau et le fichier de littoral utilisé pour qu'une opération géométrique obtienne une longueur de littoral valide à l'aide de ce fichier.

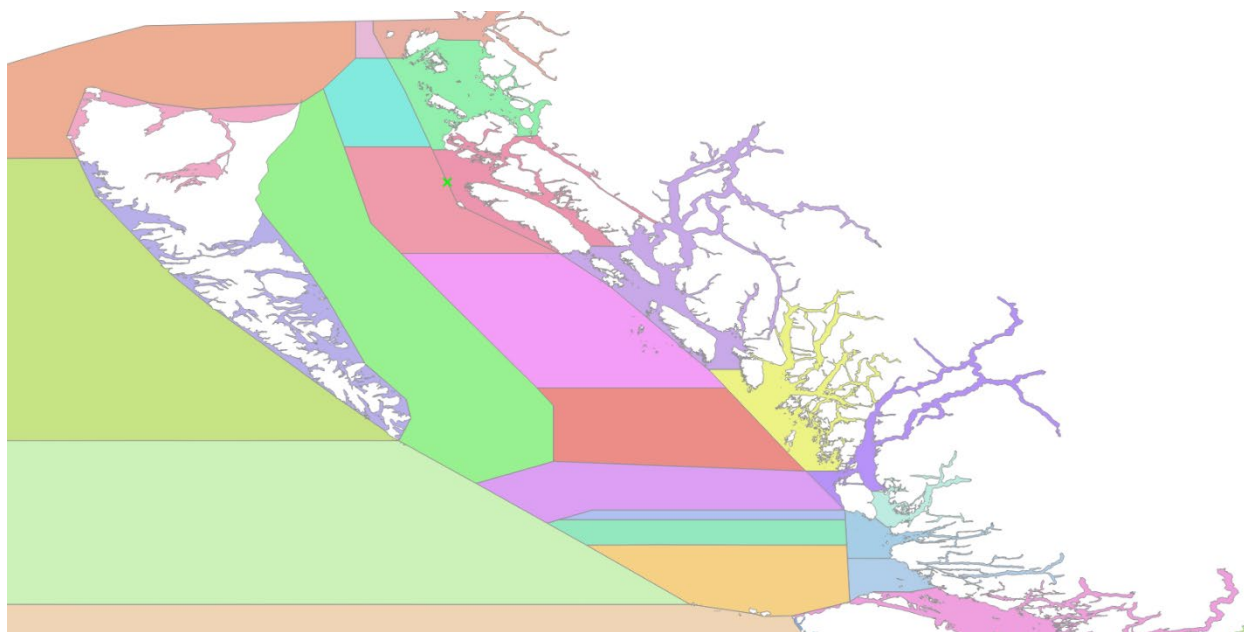


Figure A1. Fichier « original » des zones de gestion du MPO. Les formes colorées indiquent des zones de gestion différentes. Remarque : L'espace en blanc représente une absence de données et non le littoral.

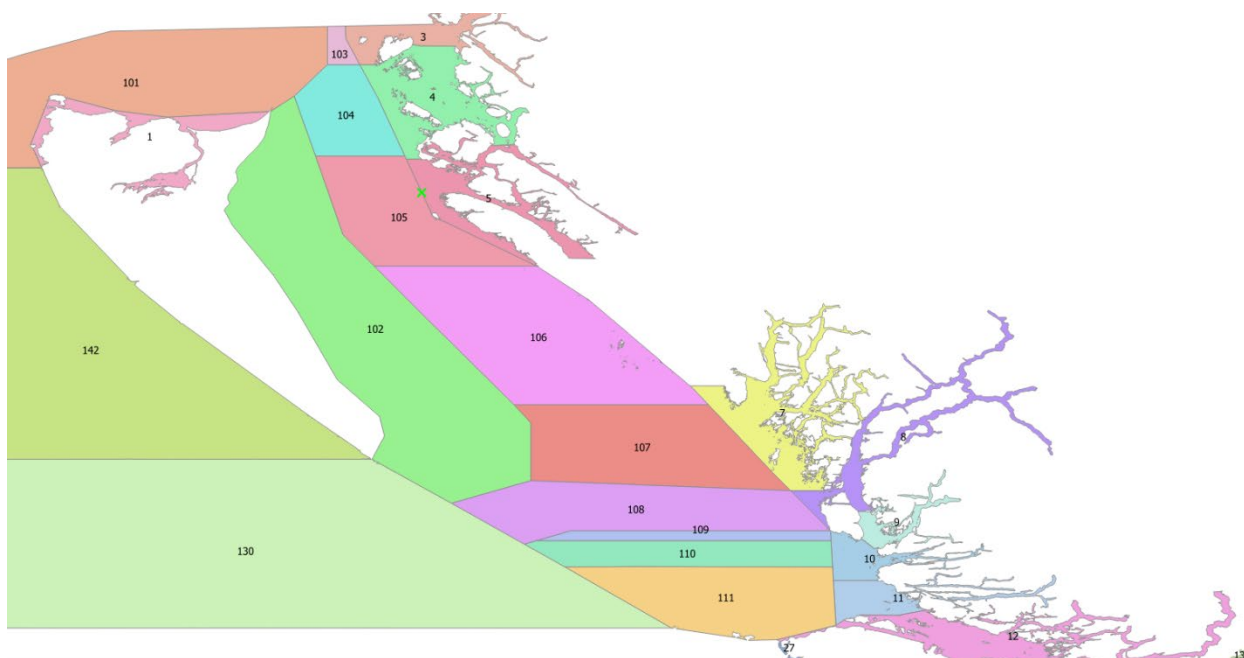


Figure A2. Fichier polygonal « original » des zones de gestion du MPO, où les zones 02 et 06 ont été désactivées pour montrer que les polygones définissent le bord de l'eau et non le rivage.

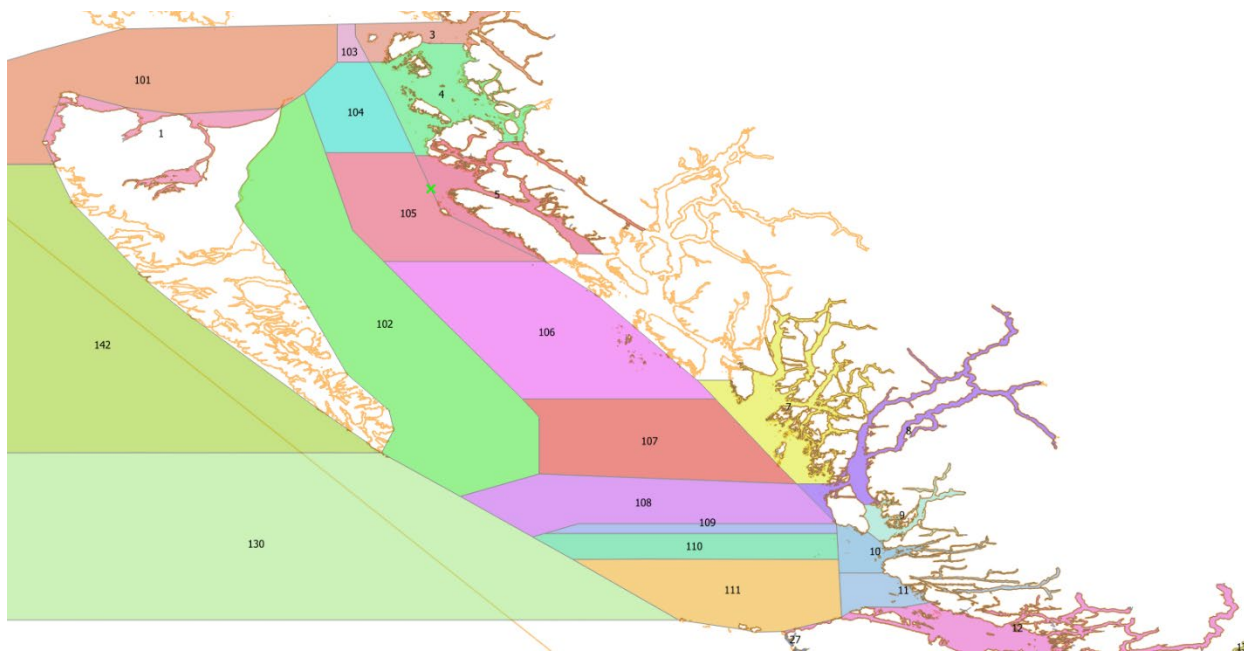


Figure A3. Fichier « original » des zones de gestion du MPO, où les zones 02 et 06 ont été désactivées, le niveau de basse mer du Service hydrographique du Canada ayant été ajouté pour créer une ligne de côte qui peut correspondre aux bords du polygone.

- Ainsi, le calcul des longueurs une fois les lignes coupées est similaire à celui des « kilomètres de littoral » de PFO (tableau 3).
- Les zones spécifiques varient, mais le total global se rapproche de 27 000 km, plutôt que de 38 000 km.

Tableau A3. Longueur du littoral (km) estimée par Olesiuk (PFO) et dans le cadre de l'étude actuelle (PRP) pour les zones de gestion du MPO coupées en fonction de la polygline de basse mer à l'aide du fichier de polygone « original » des SGPP du MPO.

Zone du MPO	PFO	PRP
Numéro de la zone	Littoral (km)	Longueur du SGPP (km)
1	613	607
2	2 557	2 302
3	1 175	846
4	1 240	1 484
5	1 869	2 205

Zone du MPO	PFO	PRP
Numéro de la zone	Littoral (km)	Longueur du SGPP (km)
6	2 836	2 657
7	2 785	2 746
8	1 195	930
9	848	526
10	431	408
11	759	431
12	2 533	2 092
13	1 180	937
14	242	316
15	581	555
16	727	548
17	411	519
18	337	381
19	285	361
20	229	214
21	36	45
22	50	10
23	715	727
24	871	757
25	780	717
26	524	756

Zone du MPO	PFO	PRP
Numéro de la zone	Littoral (km)	Longueur du SGPP (km)
27	596	647
28	399	437
29	394	523
Total	27 200	25 685

ALORS, POURQUOI PENSONS-NOUS AVOIR RAISON? POURQUOI UNE ESTIMATION DE 38 000 KM DE LITTORAL EST-ELLE PLUS VALIDE QUE L'ESTIMATION DE 27 000 KM BASÉE SUR LE FICHIER DE POLYGONE DU MPO?

- Le fichier de polygone du MPO utilisé pour définir le PRP ne comporte pas de géométrie manquante à l'endroit où la terre et l'eau se rejoignent. Il s'agit plutôt d'un fichier multipolygone contigu qui correspond aux limites du fichier original (figure 4).
- Il ne dépend **pas** de la correspondance des bords avec un fichier des lignes côtières pour faire un chevauchement.

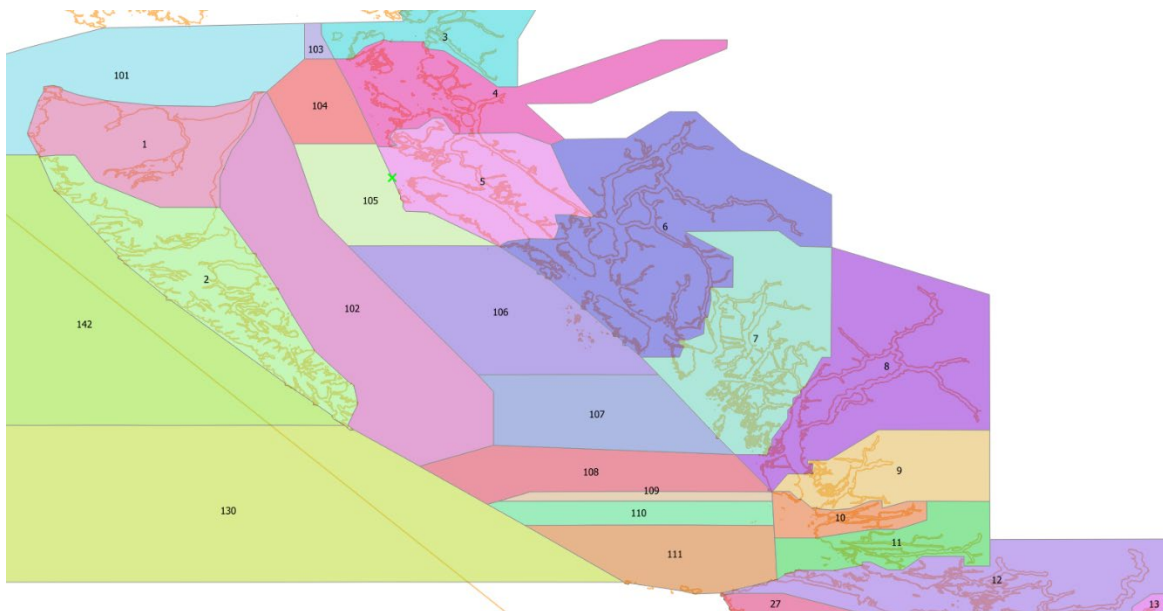


Figure A4. Fichier de polygone contigu des zones de gestion du MPO servant à définir le PRP avec des limites identiques à celles du fichier original. Le niveau de basse mer du Service hydrographique du Canada est visible en dessous, comme exemple d'une caractéristique qui pourrait être coupée en fonction des zones du MPO superposées.

À l'échelle grossière, il ne semble pas y avoir de problème avec l'utilisation du fichier de zones original du MPO (figures 5 et 6).

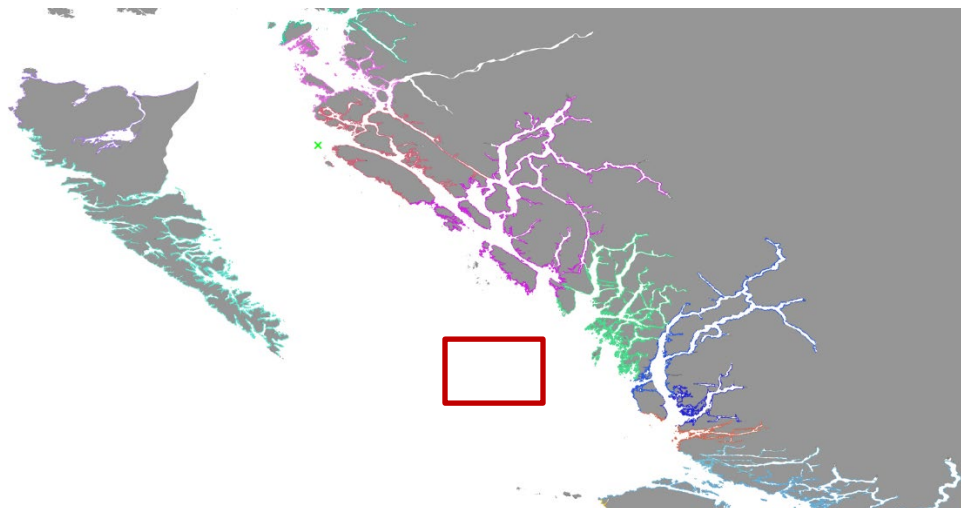


Figure A5. Littoral coupé en fonction du polygone original des zones de gestion du MPO. Les couleurs indiquent le littoral assigné à différentes zones. L'encadré rouge indique l'île Goose et l'île Calvert, et est utilisé dans les figures suivantes.

À de plus petites échelles, les problèmes deviennent plus évidents, car les limites de l'eau dans le polygone ne s'alignent pas entièrement ou ne chevauchent pas le fichier d'entrée sur le littoral (figures 7 et 8).

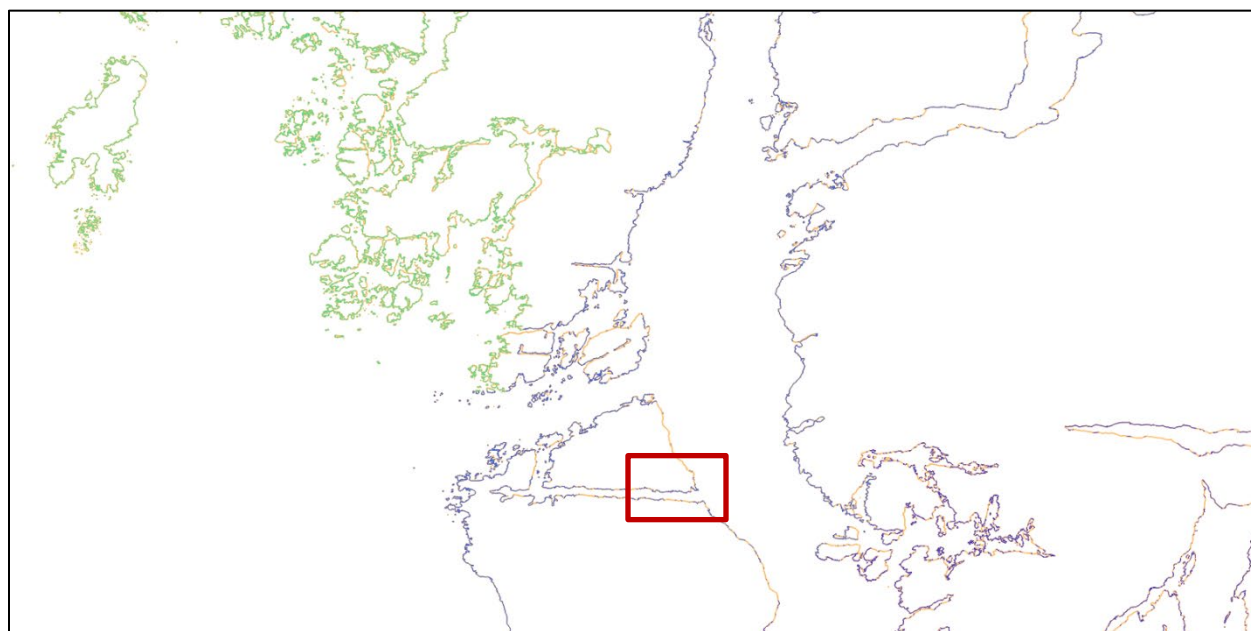


Figure A6. Littoral coupé en fonction du polygone original des zones de gestion du MPO. La couleur verte indique le littoral assigné au fichier SGPP_08 et le bleu marin indique le fichier SGPP_09. La ligne orange est le niveau de basse mer qui n'a pas été coupé. L'encadré rouge met en évidence l'extrémité nord de l'île Calvert et est utilisé dans la figure suivante.



Figure A7. Littoral de l'extrémité nord de l'île Calvert, coupé en fonction du polygone original des zones de gestion du MPO. Les segments bleu marin indiquent les lignes assignées au fichier SGPP_09. Il convient de souligner les nombreux espaces dans la ligne qui n'ont pas été attribués au fichier SGPP_09, car les limites de l'eau dans le polygone ne s'alignaient pas entièrement ou ne chevauchaient pas le fichier d'entrée sur le littoral.

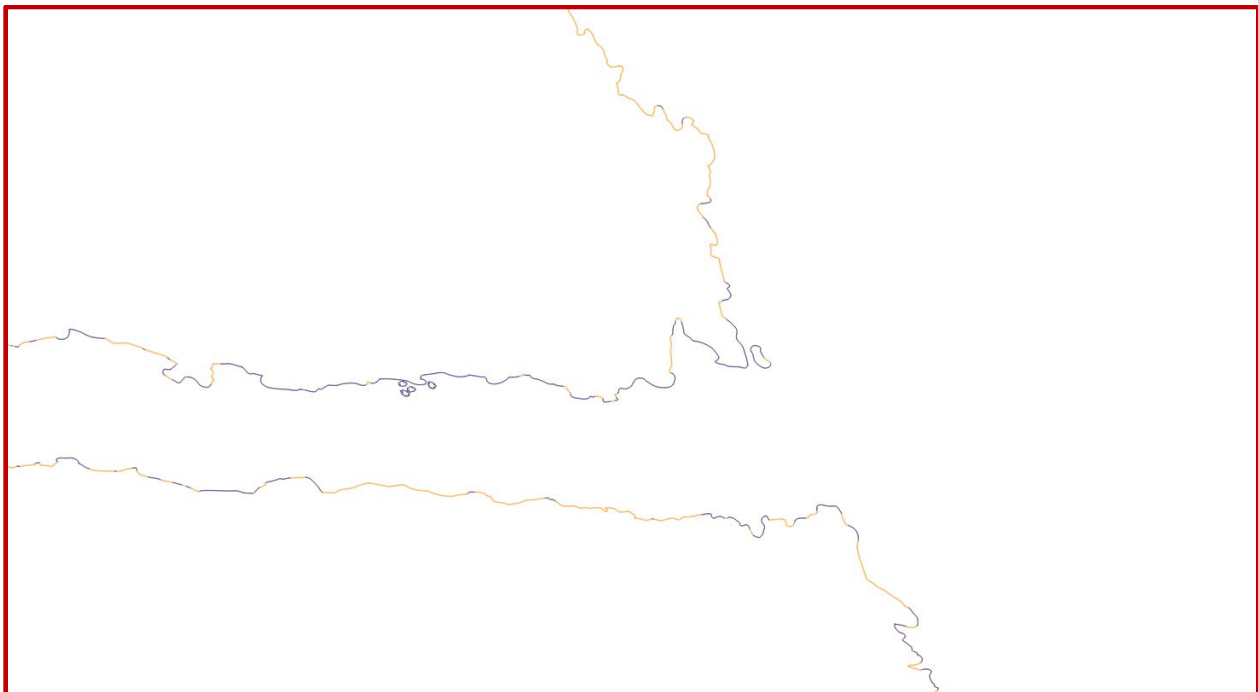


Figure A8. Littoral coupé en fonction du polygone original des zones de gestion du MPO. Les segments bleu marin indiquent le littoral assigné au fichier SGPP_09, et la ligne orange montre le niveau de basse mer du Service hydrographique du Canada ajouté pour mettre en évidence le littoral qui n'a pas été recoupé et qui n'est donc pas assigné à une zone de gestion.

Compte tenu des longueurs similaires en kilomètres générées par l'utilisation du fichier de polygone des zones du MPO dans le passé et pendant l'exercice actuel, il est plausible que PFO ait découpé un fichier du littoral (semblable au fichier de niveau de basse mer utilisé ici), en fonction du fichier original sur les SGPP du MPO, pour effectuer une vérification par rapport à son littoral « numérisé ».

Nous supposons qu'il a choisi de mettre à l'échelle ou de normaliser ses longueurs numérisées par rapport à la longueur totale du littoral obtenue à partir du fichier original du MPO (27 200 km dans son cas) lorsqu'il n'était pas d'accord avec les travaux antérieurs.

Nous soutenons que les estimations du littoral obtenues à l'aide des polygones des zones de gestion du MPO au moyen d'une intersection ou d'une opération de « découpe » ne sont pas valides, car un nombre important de segments de ligne ne sont pas attribués et ne sont donc pas pris en compte lorsque la longueur du littoral est calculée pour les zones de gestion des pêches du MPO.

Nous recommandons d'utiliser les longueurs de ligne numérisées pour les travaux antérieurs ou de remplacer les calculs du PRP obtenus à l'aide d'une superposition contiguë et des fichiers spatiaux multilignes de basse mer du Service hydrographique du Canada comme données d'entrée.

RÉFÉRENCES CITÉES

Olesiuk PF. 2010. [An assessment of population trends and abundance of harbour seals \(*Phoca vitulina*\) in British Columbia](#). DFO. Can. Sci. Advis. Secr. Res. Doc. 2009/105.

ANNEXE B. CADRE BÊTA-BINOMIAL POUR LE DÉNOMBREMENT DES PHOQUES COMMUNS AUX SITES D'ÉCHOUERIE

CADRE THÉORIQUE

Aucune corrélation entre les individus

Si nous supposons qu'un phoque seul passe une proportion moyenne P de son temps sur un site d'échouerie, la probabilité qu'un individu en particulier soit sur un site d'échouerie à un moment donné (et puisse être dénombré lors d'un relevé) est le résultat d'un tirage de Bernoulli avec la probabilité P :

$$X \sim \text{Bernoulli}(P)$$

où X prend la valeur 1 avec une probabilité $\Pr(X = 1) = P$ et prend la valeur 0 avec $\Pr(X = 0) = 1 - P$.

Si cette proportion P est la même pour tous les N individus à un site donné, et si tous les individus sont indépendants les uns des autres, alors le nombre d'individus pouvant être dénombrés à un moment donné suit une distribution binomiale :

$$n \sim \text{Bin}(N, P)$$

où NP est la moyenne et la variance est $NP(1-P)$.

Par conséquent, la variabilité du nombre de phoques sur les sites d'échouerie devrait diminuer rapidement avec l'augmentation de l'abondance (figure B1). Cette faible variabilité ne peut pas expliquer ce qui est observé dans les dénombrements répétés aux sites d'échouerie du phoque commun et peut entraîner des estimations irréalistes de l'incertitude entourant les estimations de l'abondance.

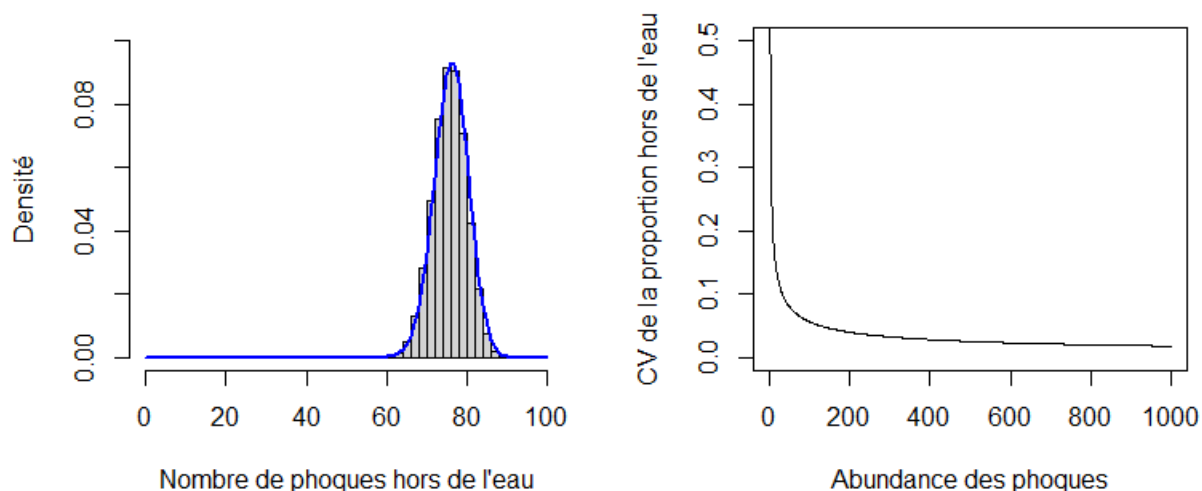


Figure B1. Gauche : nombre de phoques sur un site d'échouerie où l'abondance $N = 100$ et $P = 0,785$, selon une hypothèse binomiale. L'histogramme montre la distribution empirique de 100 000 tirages aléatoires à partir d'une distribution binomiale. Ligne bleue : fonction de densité de probabilité de $n \sim \text{Bin}(N, P)$. Droite : coefficient de variation de la proportion de phoques sur un site d'échouerie en fonction de l'abondance de phoques.

Avec un comportement corrélé

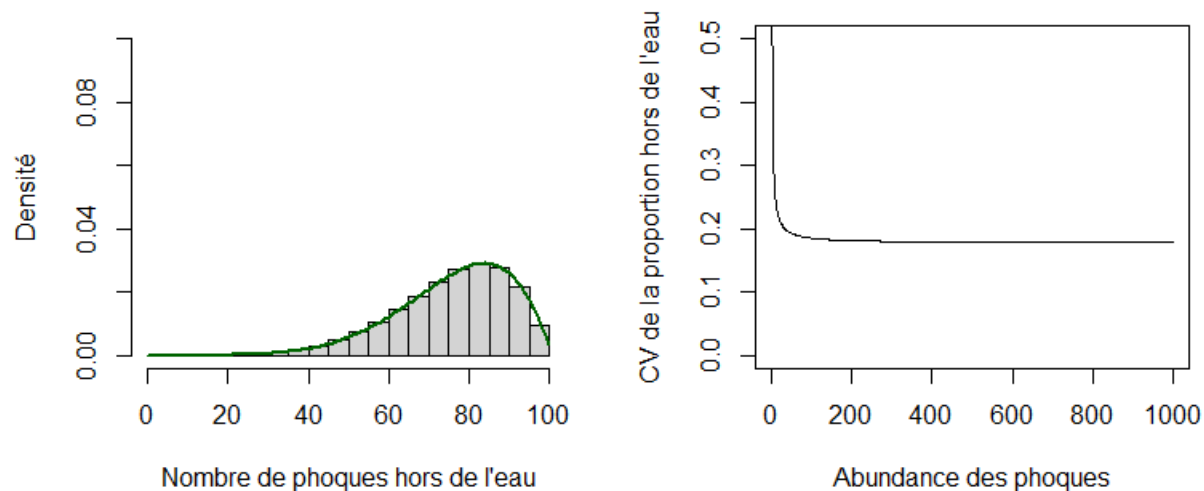
Les observations semblent indiquer que le nombre de phoques hors de l'eau est plus variable que prévu dans un cadre binomial. Cette variance supplémentaire (c.-à-d. la surdispersion) peut provenir de l'hétérogénéité de P parmi les individus de la population (p. ex. sexe, classes d'âge, état physiologique) ou de la corrélation du comportement d'échouerie entre les individus. Si les phoques ne sont pas indépendants les uns des autres dans leur comportement d'échouerie, soit en raison de facteurs sociaux, soit parce que différents individus recherchent les mêmes conditions environnementales (p. ex. Lydersen *et al.* 2008), il en résulte une variance plus élevée que prévu à partir d'une simple distribution binomiale.

Si les individus ne sont pas indépendants, les essais de Bernoulli sous-jacents sont considérés comme étant corrélés et leur somme (le nombre de phoques hors de l'eau à un moment donné) peut être modélisée à l'aide d'une distribution bêta-binomiale (Skellam 1948) :

$$n \sim \text{BetaBin}(N, P, \rho)$$

où ρ est le facteur de corrélation entre les individus.

Il a été démontré que cette distribution bêta-binomiale correspond mieux à la variabilité des observations d'autres mammifères marins corrélés, comme les sites d'échouerie de morses (Doniol-Valcroze *et al.* 2016) et les relevés de lamantins (Martin *et al.* 2011). Dans ce cadre, la variance de n est multipliée par un facteur de surdispersion $\sigma^2 = 1 + (N - 1)\rho$. Par conséquent, la variabilité du nombre de phoques hors de l'eau est plus grande et le CV reste élevé même si l'abondance augmente (convergeant vers une valeur qui ne dépend que de P et de ρ).



ESTIMATEURS D'ABONDANCE ET DE VARIANCE

Aucune incertitude entourant P

Nous supposons que les dénombrements K répétés C_1, C_2, \dots, C_K sont effectués à un site d'échouerie avec une abondance réelle (inconnue) de N phoques. À tout moment, le nombre de phoques hors de l'eau (n) suit une distribution bêta-binomiale avec une proportion moyenne P et un facteur de corrélation ρ . Nous supposons également que ces dénombrements sont effectués sans erreur (c.-à-d. $C_k = n_k$) et que P est connu et sans erreur.

Si $P < 1$, la moyenne des dénombrements liés à des relevés multiples $C_{moyenne} = \frac{1}{K} \sum_{k=1}^K C_k$ sera toujours inférieure à N . Cependant, si elle est ensuite corrigée par une estimation fiable de P , il s'agit alors d'une estimation non biaisée de N (Doniol-Valcroze *et al.* 2016). Ainsi, l'estimateur est :

$$\hat{N} = \frac{C_{moyenne}}{P}$$

(Équation 1)

Et sa variance est calculée comme suit :

$$var(\hat{N}) = \hat{N} \frac{1-P}{k P} \times \sigma^2$$

(Équation 2)

Et :

$$\sigma^2 = 1 + (\hat{N} - 1)\rho$$

(Équation 3)

Incertainitude entourant la valeur de P

S'il y a incertitude quant à la valeur de la proportion d'échoueries, P devient une variable aléatoire avec une erreur distribuée normalement (SD_P) autour de son estimation ponctuelle \hat{P} . Nous supposons que \hat{P} et $var(\hat{P}) = SD_P^2$ sont estimés à partir d'une étude indépendante (p. ex., télémétrie).

Compte tenu de l'incertitude autour de P , l'estimateur de l'abondance devient $\hat{N} = C_{moyenne} / \hat{P}$, ce qui ne change pas son estimation ponctuelle. Pour calculer la variance, nous suivons la méthode de Thompson et Seber (1994) et utilisons l'approximation de la méthode delta. La variance complète devient :

$$var(\hat{N}) \cong \hat{N} \frac{1-\hat{P}}{k \hat{P}} \times \sigma^2 + \frac{\hat{N}^2}{\hat{P}^2} var(\hat{P})$$

(Équation 4)

ESTIMATION DES COEFFICIENTS DE CORRÉLATION À PARTIR DE DONNÉES DE TÉLÉMÉTRIE

Estimer ρ à partir d'un échantillon de phoques

Lorsque suffisamment de dénombrements répétés sont disponibles pour plusieurs sites, des modèles mixtes de N (Royle 2004) peuvent être utilisés pour estimer P et ρ en même temps que N directement à partir des données de dénombrement (p. ex., Martin *et al.* 2011). Cependant, en raison des coûts et des défis logistiques, les relevés aériens des pinnipèdes sont rarement répétés assez souvent pour permettre de faire ce type d'inférence. Pour les morses de l'Arctique canadien, Doniol-Valcroze *et al.* (2016) ont utilisé des données de télémétrie pour estimer P dans un premier temps, puis ont utilisé une série de dénombrements répétés d'une série chronologique antérieure à un même site pour estimer ρ . Ces deux paramètres ont ensuite été appliqués aux données de dénombrement pour estimer N.

Il existe d'autres options. Lorsque les données de télémétrie sont disponibles pour plusieurs individus en même temps (c.-à-d. des déploiements simultanés), la corrélation de leur comportement peut être utilisée pour estimer ρ à partir de la surdispersion mesurée au moyen des données.

À titre d'exemple, nous simulons un groupe de $N = 30$ phoques qui sont suivis simultanément sur plus de 5 000 événements à l'aide de la fonction `rbetabinom` du logiciel R, où $P = 0,785$ et $\rho = 0,10$ (figure B3). En prétendant que nous ne connaissons aucun paramètre autre que P, nous estimons l'abondance en calculant $\hat{N} = \frac{C_{moyenne}}{P} = \frac{23\,671}{0,785} = 30\,16$, puis la variance empirique des nombres observés $var(C) = 19,07$, et comparons cette dernière à la variance attendue pour une distribution binomiale, qui est $NP(1 - P) = 5,06$. Le rapport entre les deux nous donne le multiplicateur de surdispersion $\sigma^2 = 3,76$. En d'autres termes, la variance de ces données est près de quatre fois plus élevée que prévu selon une hypothèse binomiale.

À partir de $\sigma^2 = 1 + (\hat{N} - 1)\rho$, nous calculons $\rho = (\sigma^2 - 1)/(\hat{N} - 1) = 0,0954$, ce qui montre que nous avons été en mesure d'estimer la valeur de ρ utilisée pour simuler les données en premier lieu (0,10).

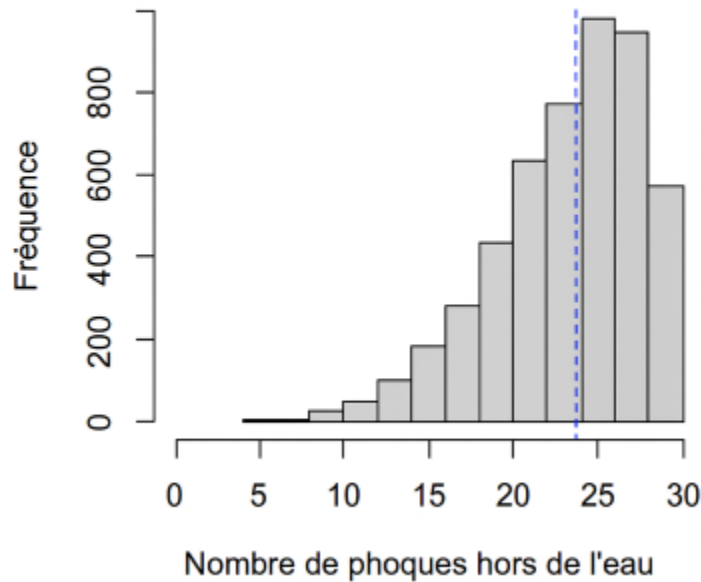


Figure B3. Distribution empirique de 5 000 tirages d'une distribution bêta-binomiale avec $N = 30$, $P = 0,785$ et $\rho = 0,10$, simulant le comportement d'échouerie de 30 phoques munis d'émetteurs. La ligne pointillée est la moyenne des dénombrements de phoques observés.

Estimer ρ à partir de plusieurs échantillons de données télémétriques

Les données de télémétrie ressemblent rarement à la simulation présentée ci-dessus. La logistique de marquage d'animaux en liberté et la durée variable du port de chaque émetteur signifient que, dans la plupart des cas, le nombre de phoques munis d'un émetteur simultanément variera au fil du temps. Certains événements de marquage auront même lieu à différentes années. Pour appliquer la méthode décrite ci-dessus, on pourrait limiter l'ensemble de données à une période particulière à laquelle le nombre d'individus suivis simultanément est constant. Cependant, une telle troncature signifie que beaucoup de données seront gaspillées même si elles contiennent des renseignements utiles. Si l'on suppose que le comportement habituel en matière d'échouerie des phoques ne change pas au fil du temps, même les données de différentes années peuvent être combinées (c.-à-d. qu'un groupe de cinq phoques munis d'un émetteur au cours d'une année devrait se comporter de la même manière qu'un autre groupe de cinq phoques au cours d'une année différente).

Puisque la formule ci-dessus pour ρ est fonction de la taille de l'échantillon N , elle n'a pas pu être appliquée directement à un ensemble de données, puisque N varie au fil du temps. Nous proposons plutôt de supposer que l'ensemble de données d'observation est un mélange de distributions m bêta-binomiales (une pour chaque taille d'échantillon) :

$$n_i \sim \text{BetaBin}(N_i, P, \rho)$$

où $i = 1, 2, \dots, m$. Chaque distribution a une taille d'échantillon différente N_1, N_2, \dots, N_m , mais nous supposons que toutes les distributions ont les mêmes valeurs pour les paramètres P et ρ .

La distribution du mélange doit être pondérée pour la contribution relative de chaque bêta-binomiale. Pour chaque taille d' $N_i^{[OBJ]}$, nous additionnons le nombre d'événements z_i ou d'unités de temps pendant lesquels des groupes de phoques de cette taille ont fait l'objet d' $w_i = z_i / \sum_1^m z_i^{[OBJ]}$.

En supposant l'égalité des moyennes, la variance de la distribution du mélange est simplement la somme pondérée des variances de chaque bêta-binomiale. Exprimée en proportion de phoques (plutôt qu'en dénombrement brut), la variance pour chaque distribution est la suivante :

$$var(P)_i = \frac{P(1-P)}{N_i} (1 - (N_i - 1)\rho)$$

(Équation 5)

La variance pour la distribution pondérée du mélange est la suivante :

$$var(P)_{mél} = \sum_1^m w_i \frac{P(1-P)}{N_i} (1 - (N_i - 1)\rho)$$

(Équation 6)

Nous réarrangeons l'équation pour trouver ρ :

$$\rho = \frac{\frac{var(P)_{mél}}{P(1-P)} - \sum_1^m \frac{w_i}{N_i}}{\sum_1^m \frac{w_i(N_i - 1)}{N_i}}$$

(Équation 7)

En d'autres termes, le facteur de corrélation ρ peut être estimé à partir de la variance totale de l'ensemble de données d'observation (qui combine tous les individus munis d'un émetteur) si le nombre d'événements est connu pour chaque taille d'échantillon. Nous avons effectué des simulations similaires à celles à la section 3.1 pour nous assurer que cet estimateur pouvait établir la valeur réelle de ρ pour une large gamme de paramètres.

REMARQUE SUR LA STRATIFICATION ET L'ADDITION DE PLUSIEURS SITES

Dans un cadre binomial, l'addition des dénombrements effectués à des sites J multiples est simple : la somme des distributions binomiales J n_1 n_2 ... n_J avec des tailles N_1 N_2 ... N_J est elle-même une distribution binomiale :

$$\sum_{j=1}^J n_j \sim Bin\left(\sum_{j=1}^J N_j, P\right)$$

où la variance :

$$var\left(\sum_{j=1}^J n_j\right) = \left(\sum_{j=1}^J N_j\right)P(1-P) = \sum_{j=1}^J N_jP(1-P) = \sum_{j=1}^J var(n_j)$$

En d'autres termes, la variance de la somme des sites est la même que la somme des variances des sites. Cela signifie que dans une hypothèse binomiale, il n'y a pas de différence entre le calcul de la variance et du CV, que l'on additionne les sites (c.-à-d. comme si chaque site était une strate différente) ou que l'on calcule la variance de l'abondance totale à l'aide de la formule binomiale.

Cependant, dans un cadre bêta-binomial, cette égalité ne tient pas. Cela peut être expliqué intuitivement à l'aide d'un exemple extrême : supposons que les phoques sont sur un site d'échouerie 50 % du temps et sont corrélés à $\rho = 0,95$, de sorte que la plupart du temps, ils sont tous sur le site d'échouerie ou pas du tout. Si l'on fait un relevé plusieurs fois à un site comptant 100 phoques, la distribution des dénombrements serait formée principalement de zéro dénombrement ou de dénombrements de l'ensemble des 100 phoques. La moyenne serait d'environ 50, mais la variance serait extrêmement grande (figure B4a).

Si le site faisait plutôt l'objet d'un relevé montrant 50 sites plus petits comptant une abondance réelle de deux phoques chacun, alors pour chaque petit site, les dénombrements seraient principalement de 0 ou 2 (figure B4b). Si ces 50 petits sites étaient considérés comme indépendants les uns des autres et additionnés, la somme serait faite d'un mélange de 0 et de 2 (il serait extrêmement peu probable qu'il y ait 50 dénombrements de zéro phoque ou 50 dénombrements de deux phoques), et le nombre total aurait la même moyenne de 50, mais une distribution étroite autour de la moyenne (figure B4c).

Concrètement, cela signifie que l'échelle à laquelle la corrélation entre les individus est supposée doit être examinée attentivement. Une stratification excessive (c.-à-d. qui suppose que les sites sont indépendants s'ils ne le sont pas) entraîne une faible variance et est moins prudente. À l'inverse, le fait de supposer que les phoques sont corrélés sur l'ensemble de la côte gonfle probablement la variance de manière irréaliste.

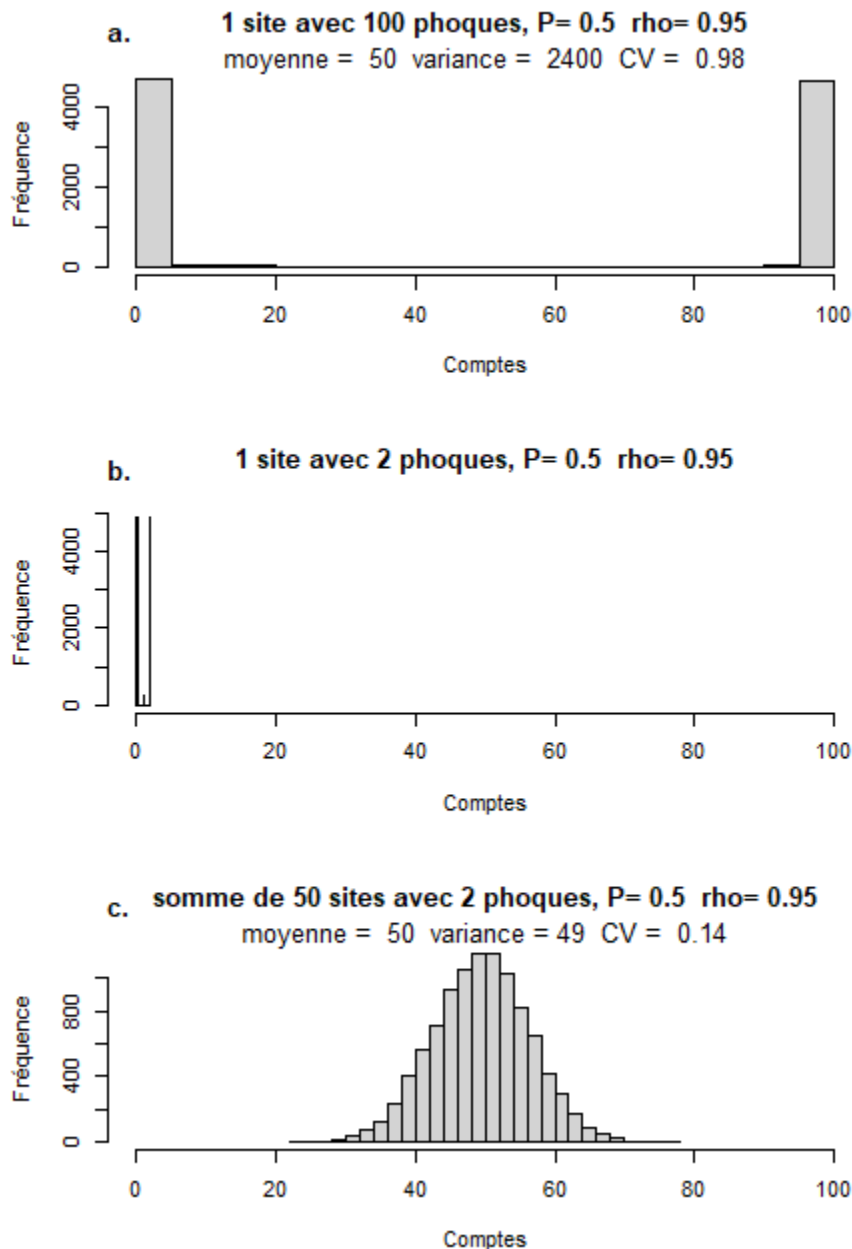


Figure B4. Fréquence de 10 000 tirages d'une distribution bêta-binomiale montrant les dénombrements prévus lors d'un relevé (a) à un site comptant 100 phoques et (b) à un site comptant deux phoques, et (c) la somme de 50 sites comptant deux phoques.

RÉFÉRENCES CITÉES

Doniol-Valcroze, T., Mosnier, A., Hammill, M.O. 2016. [Testing estimators of walrus abundance: insights from simulations of haul-out behaviour](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/040. v + 18 p.

Lydersen C., Aars J., Kovacs K.M. 2008. Estimating the number of walruses in Svalbard from aerial surveys and behavioural data from satellite telemetry. *Arctic* 61:119–128.

-
- Martin, J., Royle, J. A., Mackenzie, D. I., Edwards, H. H., Kery, M., & Gardner, B. 2011. Accounting for non-independent detection when estimating abundance of organisms with a Bayesian approach. *Methods in Ecology and Evolution* 2(6): 595-601.
- Royle, J.A. 2004. N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. *Biometrics* 60: 108–115.
- Skellam, J.G. 1948. A probability distribution derived from the binomial distribution by regarding the probability of success as variable between the sets of trials. *J. R. Stat. Soc. Series B.* 10(2):257-261.