



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 2026/059

Région du Pacifique

Densités spatiales saisonnières des cétacés dans le sud de la mer des Salish et sur le banc Swiftsure

Christie J. McMillan, Elise A. Keppel, Lisa D. Spaven et Thomas Doniol-Valcroze

Pêches et Océans Canada
Station biologique du Pacifique
3190, chemin Hammond Bay
Nanaimo (Colombie-Britannique) V9T 6N7

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 la ministre des Pêches, 2026.

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

ISSN 2292-4272

ISBN 978-1-100-00262-0 N° cat. Fs70-5/2026-059F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

McMillan, C.J., Keppel, E.A., Spaven, L.D, et Doniol-Valcroze, T. 2026. Densités spatiales saisonnières des cétacés dans le sud de la mer des Salish et sur le banc Swiftsure. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2026/059. xii + 77 p.

Also available in English:

McMillan, C.J., Keppel, E.A., Spaven, L.D, and Doniol-Valcroze, T. 2026. Seasonal Spatial Densities of Cetaceans in the Southern Salish Sea and on Swiftsure Bank. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2026/059. x + 70 p.

TABLES DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	xii
1. INTRODUCTION	1
2. MÉTHODES.....	2
2.1. ZONE D'ÉTUDE ET PLAN DE RELEVÉ	2
2.2. COLLECTE DE DONNÉES	3
2.3. TRAITEMENT DES DONNÉES	4
2.4. APPROCHE ANALYTIQUE	4
2.5. FONCTIONS DE DÉTECTION	5
2.6. SEGMENTATION	5
2.7. COVARIABLES ENVIRONNEMENTALES	6
2.8. MODÈLES SPATIAUX.....	7
2.9. PRÉDICTIONS RELATIVES À L'ABONDANCE ET À LA DENSITÉ	8
3. RÉSULTATS.....	9
3.1. EFFORT DE RELEVÉ ET OBSERVATIONS D'ESPÈCES	9
3.2. FONCTIONS DE DÉTECTION	10
3.3. MODÈLES SPATIAUX.....	11
3.3.1. Rorquals à bosse	11
3.3.2. Marsouins communs	12
3.3.3. Marsouins de Dall	14
4. DISCUSSION.....	15
4.1. APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE, INCERTITUDE ET MISES EN GARDE	16
4.2. RORQUALS À BOSSE	18
4.3. MARSOUINS COMMUNS	20
4.4. MARSOUINS DE DALL	21
4.5. AUTRES ESPÈCES.....	22
5. CONCLUSIONS ET TRAVAUX FUTURS	24
6. REMERCIEMENTS	24
7. RÉFÉRENCES CITÉES	25
8. TABLEAUX	33
9. FIGURES	50
ANNEXE A. COVARIABLES ENVIRONNEMENTALES.....	75

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Conditions environnementales documentées lors des relevés par transects linéaires.	33
Tableau 2. Covariables envisagées dans les fonctions de détection candidates pour le rorqual à bosse (RB), le marsouin commun (MC) et le marsouin de Dall (MD). Les catégories 1 à 3 indiquent comment les niveaux de covariables ont été regroupés pour les analyses, le cas échéant. « Aucune tendance claire » indique des covariables qui n'ont montré aucune relation avec les données sur la distance perpendiculaire pour l'espèce, et qui n'ont donc pas été envisagées dans les fonctions de détection candidates. Un « manque de données » indique que des covariables n'ont pas pu être envisagées dans les fonctions de détection candidates parce que les observations étaient insuffisantes à plus d'un niveau de covariable, peu importe la façon dont les données avaient été regroupées. « S.O. » = sans objet.	35
Tableau 3. Covariables environnementales envisagées dans les modèles spatiaux candidats. Le « type » indique si la covariable a été considérée comme une valeur statique sur le plan temporel (c.-à-d. une seule valeur par segment) ou comme une valeur dynamique sur le plan temporel (c.-à-d. des valeurs mensuelles pour chaque segment).	36
Tableau 4. Effort de relevé par année et par mois, y compris le nombre de jours d'effort et la distance échantillonnée lors du relevé (km). Les saisons ont été définies comme suit : l'hiver (de janvier à mars); le printemps (d'avril à juin); l'été (de juillet à septembre); l'automne (d'octobre à décembre).	38
Tableau 5. Observations d'espèces de cétacés pendant l'effort de relevé, par année et par mois, avec les totaux mensuels pour toutes les années. « S.O. » indique les mois pendant lesquels aucun effort de relevé n'a été effectué. Les espèces observées comprennent le rorqual à bosse (RB), le marsouin commun (MC), le marsouin de Dall (MD), le marsouin dont l'espèce n'a pas été confirmée (MNC), l'épaulard de Bigg (E de Bigg), l'épaulard résident du sud (ERS), l'épaulard dont l'écotype n'a pas été confirmé (ENC), le dauphin à flancs blancs du Pacifique (DFBP), le rorqual commun (RC), la baleine grise (BG), le petit rorqual (PR).	39
Tableau 6. Comparaison entre les modèles de fonction de détection pour le rorqual à bosse qui sont bien soutenus (c.-à-d. ΔAIC [critère d'information d'Akaike] inférieur à cinq par rapport au meilleur modèle). La distance de troncature pour tous les modèles était de 1,65 km. Dans le tableau : formule = covariables dans le modèle; valeur de p CvM = valeur de p selon les tests de Cramer-von Mises; détectabilité moyenne = probabilité moyenne estimée de détecter un individu qui se trouve dans la zone de relevé; ET(délect. moyenne) = erreur-type de détectabilité moyenne; ΔAIC = différence de l'AIC par rapport au meilleur modèle. La fonction de détection choisie pour le rorqual à bosse est une fonction clé semi-normale avec la houle et la visibilité comme covariables; elle est indiquée en gras.	42
Tableau 7. Comparaison entre les modèles de fonction de détection pour le marsouin commun qui sont bien soutenus (c.-à-d. ΔAIC [critère d'information d'Akaike] inférieur à cinq par rapport au meilleur modèle). Tous les modèles avaient une distance de troncature de 0,65 km. Dans le tableau : formule = covariables dans le modèle; χ^2 = valeur de p du chi carré; détectabilité moyenne = probabilité moyenne estimée de détecter un individu qui se trouve dans la zone de relevé; ET (délect. moyenne) = erreur-type de détectabilité moyenne; ΔAIC = différence de l'AIC par rapport au meilleur modèle. La fonction de détection choisie pour le marsouin commun est une fonction clé semi-normale comprenant une série de termes d'ajustement cosinus d'ordres 2 et 3; elle est indiquée en gras. « S.O. » = sans objet.	42
Tableau 8. Comparaison entre les modèles de fonction de détection pour le marsouin de Dall qui sont bien soutenus (c.-à-d. ΔAIC [critère d'information d'Akaike] inférieur à cinq par rapport	

au meilleur modèle). Tous les modèles ont été tronqués à droite, à une distance de 0,80 km. Dans le tableau : formule = covariables dans le modèle; valeur de p CvM = valeur de p selon les tests de Cramer-von Mises; détectabilité moyenne = probabilité moyenne estimée de détecter un individu qui se trouve dans la zone de relevé; ET(délect. moyenne) = erreur-type de détectabilité moyenne; ΔAIC = différence de l'AIC par rapport au meilleur modèle. La fonction de détection choisie pour le marsouin de Dall est une fonction clé semi-normale avec la houle et l'éblouissement comme covariables; elle est indiquée en gras. « S.O. » = sans objet.....43

Tableau 9. Modèles additifs généralisés candidats qui ont été envisagés pour le rorqual à bosse, après la suppression des termes colinéaires, des termes ayant une concurvité élevée avec l'outil de lissage spatial et des termes pour lesquels le nombre de degrés de liberté effectifs est inférieur à un. Les modèles sélectionnés pour chaque saison (hiver = de janvier à mars; printemps = d'avril à juin; été = de juillet à septembre; automne = d'octobre à décembre) sont indiqués en gras. « Famille » indique la distribution de probabilité de chaque modèle, soit binomiale négative (BN) ou Tweedie (TW). Les termes considérés comme des outils de lissage sont inclus avec leurs degrés de liberté effectifs respectifs. Dans le tableau : « tsm » = température de surface de la mer; « r. carrée pente » = racine carrée de la pente; « r. carrée chl » = racine carrée de la concentration de chlorophylle a; « chl » = concentration de chlorophylle a; « S.O. » = sans objet. « Base » indique le type de spline de lissage utilisé pour chaque terme lisse dans le modèle, soit les splines de régression « plaques minces » pénalisées (ts) ou les splines de Duchon (ds). La densité estimée par km² pour l'ensemble de la zone d'étude et le coefficient de variation (CV) connexe sont inclus pour chaque modèle candidat.44

Tableau 10. Modèles additifs généralisés candidats qui ont été envisagés pour le marsouin commun, après la suppression des termes colinéaires, des termes ayant une concurvité élevée avec l'outil de lissage spatial et des termes pour lesquels le nombre de degrés de liberté effectifs est inférieur à un. Les modèles sélectionnés pour chaque saison (hiver = de janvier à mars; printemps = d'avril à juin; été = de juillet à septembre; automne = d'octobre à décembre) sont indiqués en gras. « Famille » indique la distribution de probabilité de chaque modèle, soit binomiale négative (BN) ou Tweedie (TW). Les termes considérés comme des outils de lissage sont inclus avec leurs degrés de liberté effectifs respectifs. Dans le tableau : « tsm » = température de la surface de la mer; « r. carrée moyenne » = racine carrée de la moyenne; « r. carrée moyenne chl » = racine carrée de la concentration moyenne de chlorophylle a; « moyenne chl » = concentration moyenne de chlorophylle a; « logrug » = rugosité logarithmique; « log moyenne chl » = logarithme de la concentration moyenne de chlorophylle a; « S.O. » = sans objet. « Base » indique le type de spline de lissage utilisé pour chaque terme lisse dans le modèle, soit les splines de régression « plaques minces » pénalisées (ts) ou les splines de Duchon (ds). La densité estimée par km² pour l'ensemble de la zone d'étude et le coefficient de variation (CV) connexe sont inclus pour chaque modèle candidat.46

Tableau 11. Modèles additifs généralisés candidats qui ont été envisagés pour le marsouin de Dall, après la suppression des termes colinéaires, des termes ayant une concurvité élevée avec l'outil de lissage spatial et des termes pour lesquels le nombre de degrés de liberté effectifs est inférieur à un. Les modèles sélectionnés pour chaque saison (hiver = de janvier à mars; printemps = d'avril à juin; été = de juillet à septembre; automne = d'octobre à décembre) sont indiqués en gras. « Famille » indique la distribution de probabilité de chaque modèle, soit binomiale négative (BN) ou Tweedie (TW). Les termes considérés comme des outils de lissage sont inclus avec leurs degrés de liberté effectifs respectifs. Dans le tableau : « tsm » = température de la surface de la mer; « log tsm » = logarithme de la température de surface de la mer; « dist. rivage » = distance jusqu'au rivage; « S.O. » = sans objet. « Base » indique le

type de spline de lissage utilisé pour chaque terme lisse dans le modèle, soit les splines de régression « plaques minces » pénalisées (ts) ou les splines de Duchon (ds). La densité estimée par km^2 pour l'ensemble de la zone d'étude et le coefficient de variation (CV) connexe sont inclus pour chaque modèle candidat.....49

LISTE DES FIGURES

- Figure 1. Zone d'étude pour les relevés systématiques des cétacés par transects linéaires effectués entre août 2020 et août 2024 (lignes diagonales jaunes), et emplacement des voies de navigation entrantes et sortantes (dispositif de séparation du trafic [DST], zone ombrée grise). La mer des Salish est indiquée en mauve dans le médaillon.50
- Figure 2. Effort de relevé mensuel, saisonnier et annuel réalisé d'août 2020 à août 2024 (les lignes de transects sont colorées). Le nombre de relevés mensuels effectués et l'effort total réalisé (en km) sont indiqués par saison et par année. Les saisons ont été définies comme suit : l'hiver (de janvier à mars); le printemps (d'avril à juin); l'été (de juillet à septembre); l'automne (d'octobre à décembre).51
- Figure 3. Observations de rorquals à bosse et effort de relevé réalisé (lignes de transect noires) par saison (hiver = janvier à mars, printemps = avril à juin, été = juillet à septembre, automne = octobre à décembre), d'août 2020 à août 2024. La taille relative des points (en jaune) indique la taille du groupe d'individus pour chaque observation.52
- Figure 4. Observations de marsouins communs et effort de relevé réalisé (lignes de transect noires) par saison (hiver = janvier à mars, printemps = avril à juin, été = juillet à septembre, automne = octobre à décembre), d'août 2020 à août 2024. La taille relative des points (en bleu) indique la taille du groupe d'individus pour chaque observation.53
- Figure 5. Observations de marsouins de Dall et effort de relevé réalisé (lignes de transect noires) par saison (hiver = janvier à mars, printemps = avril à juin, été = juillet à septembre, automne = octobre à décembre), d'août 2020 à août 2024. La taille relative des points (en mauve) indique la taille du groupe d'individus pour chaque observation.54
- Figure 6. Observations d'épaulards et effort de relevé réalisé (lignes de transect grises) entre août 2020 et août 2024. Les écotypes d'épaulards sont représentés par couleur (épaulard de Bigg [E de Bigg] = bleu, épaulard résident du sud [ERS] = mauve, épaulard d'un écotype non confirmé [ENC] = vert. Les cercles pleins représentent les observations pendant l'effort (les observations faites lors de l'échantillonnage actif le long des lignes de transect), tandis que les cercles vides représentent les observations fortuites lorsque l'effort était interrompu (les observations effectuées pendant le transit entre des lignes de transect). La taille relative des points indique la taille du groupe d'individus pour chaque observation.55
- Figure 7. Observations d'espèces pour lesquelles le nombre insuffisant de détections n'a pas permis l'ajustement des fonctions de détection, et effort de relevé réalisé (lignes de transect grises) d'août 2020 à août 2024. Les espèces sont représentées par couleur : rorqual commun = noir; baleine grise = bleu; petit rorqual = orange; dauphin à flancs blancs du Pacifique = rouge. Les cercles fermés représentent les observations pendant l'effort (les observations faites lors des relevés actifs le long des lignes de transect), tandis que les cercles ouverts représentent les observations fortuites lorsque l'effort était interrompu (les observations effectuées pendant le transit entre les lignes de transect). La taille relative des points indique la taille du groupe d'individus pour chaque observation.56
- Figure 8. Histogrammes des distances d'observation perpendiculaires et modèle de fonction de détection sélectionné pour chaque espèce : a) rorqual à bosse, une fonction clé semi-normale avec la houle et la visibilité comme covariables et une distance de troncature à droite de 1,65 km; b) marsouin commun, une fonction clé semi-normale avec une série de termes d'ajustement cosinus d'ordres 2 et 3 et une distance de troncature à droite de 0,65 km (les données ont été regroupées par distances d'observation perpendiculaires au moyen des tranches de distances représentées); c) marsouin de Dall, une fonction clé semi-normale avec la houle et l'éblouissement comme covariables et une distance de troncature à droite de 0,8 km.

Pour chaque modèle, les covariables, la demi-largeur effective du transect (esw) et le nombre d'observations (n) au sein de la distance de troncature sont représentés. La ligne tiretée sur chaque graphique indique une probabilité de détection estimée de 0,15.57

Figure 9. Densité de rorquals à bosse (individus par km^2) pendant l'hiver (janvier, février, mars), selon les prédictions d'un modèle additif généralisé de Tweedie caractérisé par un outil de lissage spatial à deux variables et ajusté au moyen d'une spline de Duchon. L'estimation de l'abondance totale de rorquals à bosse pendant l'hiver était de 14 individus (CV = 0,36). Les observations de rorquals à bosse (n = 13) effectuées en hiver sont incluses sous forme de cercles vides; la taille relative des cercles indique la taille du groupe de rorquals à bosse. En médaillon : CV variables dans l'espace par cellule de grille de 4 km^2 pour le modèle de densité en surface sélectionné pour le rorqual à bosse en hiver. L'effort de relevé effectué pendant l'hiver est indiqué par les lignes de transect grises.58

Figure 10. Densité de rorquals à bosse (par km^2) au printemps (avril, mai, juin), selon les prédictions d'un modèle additif généralisé de Tweedie caractérisé par un outil de lissage spatial à deux variables et un lissage de la pente, ajustés à l'aide de splines de Duchon et comprenant le mois comme facteur. L'estimation de l'abondance totale de rorquals à bosse au printemps était de 81 individus (CV = 0,14). Les observations de rorquals à bosse (n = 61) effectuées au printemps sont incluses sous forme de cercles vides; la taille relative des cercles indique la taille du groupe de rorquals à bosse. En médaillon : CV variables dans l'espace par cellule de grille de 4 km^2 pour le modèle de densité en surface sélectionné pour le rorqual à bosse au printemps. L'effort de relevé effectué au printemps est indiqué par les lignes de transect grises.59

Figure 11. Effet partiel du lissage de la pente (transformation en racine carrée) en radians, d'après le modèle de densité en surface sélectionné pour le rorqual à bosse au printemps. Les zones ombrées représentent les intervalles de confiance à 95 %. Les barres verticales (rug plot) le long de l'axe des abscisses indiquent la distribution des valeurs pour la pente.60

Figure 12. Densité de rorquals à bosse (individus par km^2) pendant l'été (juillet, août, septembre), selon les prédictions d'un modèle additif généralisé binomial négatif caractérisé par un outil de lissage spatial à deux variables et ajusté au moyen d'une spline de régression « plaques minces ». L'estimation de l'abondance totale de rorquals à bosse pendant l'été était de 221 individus (CV = 0,19). Les observations de rorquals à bosse (n = 144) effectuées pendant l'été sont incluses sous forme de cercles vides; la taille relative des cercles indique la taille du groupe de rorquals à bosse. En médaillon : CV variables dans l'espace par cellule de grille de 4 km^2 pour le modèle de densité en surface sélectionné pour le rorqual à bosse en été. L'effort de relevé effectué pendant l'été est indiqué par les lignes de transect grises.61

Figure 13. Densité de rorquals à bosse (individus par km^2) à l'automne (octobre, novembre, décembre), selon les prédictions d'un modèle additif généralisé de Tweedie caractérisé par un outil de lissage spatial à deux variables ajusté au moyen d'une spline de régression « plaques minces », et comportant la température de surface de la mer comme terme linéaire et l'année comme facteur. L'estimation de l'abondance totale de rorquals à bosse pendant l'automne était de 347 individus (CV = 0,18). Les observations de rorquals à bosse (n = 185) effectuées à l'automne sont représentées par des cercles vides; la taille relative des cercles indique la taille du groupe de rorquals à bosse. En médaillon : CV variables dans l'espace par cellule de grille de 4 km^2 pour le modèle de densité en surface sélectionné pour le rorqual à bosse à l'automne. L'effort de relevé effectué à l'automne est indiqué par les lignes de transect grises.62

Figure 14. Graphique de l'effet partiel pour la température de surface de la mer ($^{\circ}\text{C}$) à partir du modèle de densité en surface sélectionné pour le rorqual à bosse à l'automne. Les zones ombrées représentent les intervalles de confiance à 95 %. Les barres verticales (rug plot) le

long de l'axe des abscisses indiquent la distribution des valeurs pour la température de surface de la mer.63

Figure 15. Densité de marsouins communs (individus par km²) pendant l'hiver (janvier, février, mars), selon les prédictions d'un modèle additif généralisé bionomial négatif qui est caractérisé par un outil de lissage spatial à deux variables ajusté au moyen d'une spline de régression « plaques minces » et qui comporte le mois comme facteur. L'estimation de l'abondance totale de marsouins communs en hiver était de 637 individus (CV = 0,29). Les observations de marsouins communs (n = 139) effectuées pendant cette période sont représentées par des cercles vides; la taille relative des cercles indique la taille du groupe de marsouins communs. En médaillon : CV variables dans l'espace par cellule de grille de 4 km² pour le modèle de densité en surface sélectionné pour le marsouin commun en hiver. L'effort de relevé effectué pendant l'hiver est indiqué par les lignes de transect grises.....64

Figure 16. Densité de marsouins communs (individus par km²) au printemps (avril, mai, juin), selon les prédictions d'un modèle additif généralisé bionomial négatif qui est caractérisé par un outil de lissage spatial à deux variables ajusté au moyen d'une spline de régression « plaques minces » et qui comporte la rugosité comme terme linéaire. L'estimation de l'abondance totale de marsouins communs au printemps était de 1 335 individus (CV = 0,11). Les observations de marsouins communs (n = 361) effectuées pendant cette période sont représentées par des cercles vides; la taille relative des cercles indique la taille du groupe de marsouins communs. En médaillon : CV variables dans l'espace par cellule de grille de 4 km² pour le modèle de densité en surface sélectionné pour le marsouin commun au printemps. L'effort de relevé effectué au printemps est indiqué par les lignes de transect grises.65

Figure 17. Graphique de l'effet partiel de la rugosité (transformation logarithmique) du modèle de densité en surface sélectionné pour le marsouin commun au printemps. Les zones ombrées représentent les intervalles de confiance à 95 %. Les barres verticales (rug plot) le long de l'axe des abscisses indiquent la distribution des valeurs pour la rugosité.66

Figure 18. Densité de marsouins communs (individus par km²) pendant l'été (juillet, août, septembre), selon les prédictions d'un modèle additif généralisé de Tweedie qui est caractérisé par un outil de lissage spatial à deux variables ajusté au moyen d'une spline de régression « plaques minces », et qui comporte la vitesse du courant de marée moyenne comme terme linéaire et l'année comme facteur. L'estimation de l'abondance totale de marsouins communs en été était de 1 192 individus (CV = 0,17). Les observations de marsouins communs (n = 384) effectuées pendant cette période sont représentées par des cercles vides; la taille relative des cercles indique la taille du groupe de marsouins communs. En médaillon : CV variables dans l'espace par cellule de grille de 4 km² pour le modèle de densité en surface sélectionné pour le marsouin commun en été. L'effort de relevé effectué pendant l'été est indiqué par les lignes de transect grises.....67

Figure 19. Graphique de l'effet partiel de la valeur quadratique moyenne de la vitesse du courant de marée d'après le modèle de densité en surface sélectionné pour le marsouin commun en été. Les zones ombrées représentent les intervalles de confiance à 95 %. Les barres verticales (rug plot) le long de l'axe des abscisses indiquent la distribution des valeurs pour la valeur quadratique moyenne de la vitesse du courant de marée.68

Figure 20. Densité de marsouins communs (individus par km²) à l'automne (octobre, novembre, décembre), selon les prédictions d'un modèle additif généralisé bionomial négatif qui est caractérisé par un outil de lissage spatial à deux variables ajusté au moyen d'une spline de régression « plaques minces » et comportant le mois comme facteur. L'estimation de l'abondance totale de marsouins communs à l'automne était de 1 552 individus (CV = 0,23). Les observations de marsouins communs (n = 249) effectuées pendant cette période sont

représentées par des cercles vides; la taille relative des cercles indique la taille du groupe de marsouins communs. En médaillon : CV variables dans l'espace par cellule de grille de 4 km² pour le modèle de densité en surface sélectionné pour le marsouin commun à l'automne. L'effort de relevé effectué à l'automne est indiqué par les lignes de transect grises. 69

Figure 21. Densité de marsouins de Dall (individus par km²) pendant l'hiver (janvier, février, mars), selon les prédictions d'un modèle additif généralisé de Tweedie qui est caractérisé par un outil de lissage spatial à deux variables et un lissage de la température de surface de la mer, et un ajustement à l'aide de splines de Duchon. L'estimation de l'abondance totale de marsouins de Dall au printemps était de 336 individus (CV = 0,40). Les observations de marsouins de Dall (n = 49) effectuées pendant cette période sont représentées par des cercles vides; la taille relative des cercles indique la taille du groupe de marsouins de Dall. En médaillon : CV variables dans l'espace par cellule de grille de 4 km² pour le modèle de densité en surface sélectionné pour le marsouin de Dall en hiver. L'effort de relevé effectué pendant l'hiver est indiqué par les lignes de transect grises. 70

Figure 22. Graphique de l'effet partiel du lissage de la température de surface de la mer, d'après le modèle de densité en surface sélectionné pour le marsouin de Dall en hiver. Les zones ombrées représentent les intervalles de confiance à 95 %. Les barres verticales (rug plot) le long de l'axe des abscisses indiquent la distribution des valeurs échantillonnées pour la température de surface de la mer. 71

Figure 23. Densité de marsouins de Dall (par km²) au printemps (avril, mai, juin), selon les prédictions d'un modèle additif généralisé de Tweedie qui est caractérisé par un outil de lissage spatial à deux variables et un lissage de la pente, un ajustement à l'aide d'une spline de Duchon et l'utilisation du mois comme facteur. L'estimation de l'abondance totale de marsouins de Dall au printemps était de 201 individus (CV = 0,22). Les observations de marsouins de Dall (n = 42) effectuées pendant cette période sont représentées par des cercles vides; la taille relative des cercles indique la taille du groupe de marsouins de Dall. En médaillon : CV variables dans l'espace par cellule de grille de 4 km² pour le modèle de densité en surface sélectionné pour le marsouin de Dall au printemps. L'effort de relevé effectué au printemps est indiqué par les lignes de transect grises. 72

Figure 24. Densité de marsouins de Dall (individus par km²) pendant l'été (juillet, août, septembre), selon les prédictions d'un modèle additif généralisé de Tweedie qui est caractérisé par un outil de lissage spatial à deux variables à titre de seule covariable et qui a été ajusté au moyen d'une spline de Duchon. L'estimation de l'abondance totale de marsouins de Dall en été était de 76 individus (CV = 0,35). Les observations de marsouins de Dall (n = 11) effectuées pendant cette période sont représentées par des cercles vides; la taille relative des cercles indique la taille du groupe de marsouins de Dall. En médaillon : CV variables dans l'espace par cellule de grille de 4 km² pour le modèle de densité en surface sélectionné pour le marsouin de Dall en été. L'effort de relevé effectué pendant l'été est indiqué par les lignes de transect grises. 73

Figure 25. Densité de marsouins de Dall (par km²) à l'automne (octobre, novembre, décembre), selon les prédictions d'un modèle additif généralisé de Tweedie qui est caractérisé par un outil de lissage spatial à deux variables, qui a été ajusté à l'aide d'une spline de Duchon, et qui comprend l'année comme facteur. L'estimation de l'abondance totale de marsouins de Dall à l'automne était de 283 individus (CV = 0,47). Les observations de marsouins de Dall (n = 37) effectuées pendant cette période sont représentées par des cercles vides; la taille relative des cercles indique la taille du groupe de marsouins de Dall. En médaillon : CV variables dans l'espace par cellule de grille de 4 km² pour le modèle de densité en surface sélectionné pour le

marsouin de Dall à l'automne. L'effort de relevé effectué à l'automne est indiqué par les lignes de transect grises.....	74
--	----

RÉSUMÉ

L'évaluation et la gestion efficaces des menaces anthropiques qui pèsent sur les mammifères marins nécessitent une connaissance de la répartition des espèces touchées et de l'utilisation de leur habitat, ainsi que de la façon dont leurs tendances en matière de densité varient au fil du temps. La Régie de l'énergie du Canada a déterminé que le manque de connaissances sur la répartition et les densités saisonnières des cétacés représentait une lacune dans les données en ce qui concerne le besoin d'atténuer les répercussions de la hausse du trafic maritime associée au projet d'agrandissement du réseau de Trans Mountain (TMX). Pour combler cette lacune, Pêches et Océans Canada a effectué une série de 29 relevés multiespèces ciblant les cétacés par bateau dans le sud de la mer des Salish et sur le banc Swiftsure pendant toutes les saisons, d'août 2020 à août 2024. Huit espèces de cétacés, dont six populations inscrites sur la liste de la *Loi sur les espèces en péril*, ont été observées. Des méthodes d'échantillonnage à distance et de modélisation de la densité en surface ont servi à fournir les premières estimations spatialement explicites de la densité de rorquals à bosse, de marsouins communs et de marsouins de Dall dans le sud de la mer des Salish et sur le banc Swiftsure pendant toute l'année. Les trois espèces présentaient des tendances spatiales et saisonnières marquées en matière de densité. Les zones où la densité de rorquals à bosse était la plus élevée comprenaient le banc Swiftsure pendant toutes les saisons, ainsi que le centre et l'ouest du détroit de Juan de Fuca en été et à l'automne. Des densités élevées de marsouins communs ont été observées dans le détroit de Haro, le passage Boundary et l'est du détroit de Juan de Fuca tout au long de l'année, tandis que la densité de marsouins de Dall était la plus élevée dans le sud du détroit de Georgia à l'automne et en hiver, et dans la partie ouest de la zone d'étude au printemps et en été. Ces résultats serviront à orienter les modèles d'évaluation des risques futurs et à souligner la nécessité d'adopter des stratégies de gestion qui correspondent aux tendances de densité saisonnières plutôt que de se fier sur des données obtenues lors d'une seule saison ou année.

1. INTRODUCTION

La mer des Salish englobe les eaux riches sur le plan biologique du sud de la Colombie-Britannique et du nord de l'État de Washington, qui abritent un ensemble diversifié de mammifères marins. Ces eaux côtières ont connu une hausse des activités humaines, y compris la navigation commerciale, la navigation de plaisance et le développement industriel. Plus particulièrement, le projet d'agrandissement du réseau de Trans Mountain (TMX) augmentera davantage le trafic maritime, ce qui soulève des préoccupations quant aux répercussions possibles de ce projet sur les populations de cétacés en raison du bruit sous-marin, des collisions avec des navires et de la dégradation de l'habitat. Reconnaisant ces risques, la Régie de l'énergie du Canada a demandé au gouverneur en conseil d'élaborer un programme de compensation pour atténuer les effets de la hausse de la navigation maritime; la recommandation 6(d) demandait la détermination des aires d'alimentation, de rassemblement et de migration propres aux espèces inscrites en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* et l'examen des mesures d'atténuation prévues pour ces zones (y compris le banc Swiftsure; Office national de l'énergie 2019). Ces objectifs nécessitaient la quantification des densités spatiales saisonnières des cétacés dans le sud de la mer des Salish et sur le banc Swiftsure.

La recherche la plus récente sur l'atténuation des menaces pesant sur les espèces de mammifères marins dans la région était axée sur la population d'épaulards résidents du sud (*Orcinus orca*), en voie de disparition (Joy *et al.* 2019; Burnham *et al.* 2021; Vagle *et al.* 2021; Thornton *et al.* 2022a; Thornton *et al.* 2022b). Même si la recherche propre à cette population a mené à la mise en œuvre de mesures de gestion visant à réduire les répercussions des pêches et du bruit des navires sur les épaulards résidents du sud (gouvernement du Canada 2024), la question visant à savoir si ces mesures atténuent efficacement les menaces qui pèsent sur d'autres espèces de cétacés fréquentant la région a été peu étudiée. L'une des raisons expliquant cette lacune est le manque de données corrigées en fonction de l'effort et propres à chaque saison, qui sont caractérisées par une couverture complète pour l'estimation de la densité d'autres cétacés et de leur utilisation de l'habitat. Des estimations de la densité spatialement explicites sont nécessaires pour déterminer les zones caractérisées par la présence de nombreux cétacés et leur chevauchement avec les activités humaines. La connaissance des variations saisonnières et interannuelles est également essentielle pour évaluer les risques que représentent les facteurs de stress anthropiques.

En plus des épaulards résidents du sud, les mammifères marins fréquemment observés dans le sud de la mer des Salish comprennent le rorqual à bosse (*Megaptera novaeangliae*), le marsouin commun (*Phocoena phocoena*), le marsouin de Dall (*Phocoenoides dalli*), le phoque commun (*Phoca vitulina*), l'otarie de Steller (*Eumetopias jubatus*), l'otarie de Californie (*Zalophus californianus*) et l'épaulard de Bigg (*Orcinus orca*; population migratrice). Des travaux importants et de longue durée sont en cours aux fins d'évaluation de l'abondance et de la répartition de plusieurs de ces espèces, y compris l'otarie de Steller, l'otarie de Californie, le phoque commun et l'épaulard de Bigg (p. ex. Ford *et al.* 2013b, Olesiuk 2018, Towers *et al.* 2019, Majewski et Ellis 2022, MPO 2023, Majewski *et al.* 2024). Il existe toutefois des lacunes importantes dans les connaissances sur l'utilisation de l'habitat et l'abondance saisonnières pour le rorqual à bosse, le marsouin commun et le marsouin de Dall dans la région. Même si la plupart des rorquals à bosse migrent vers des eaux plus chaudes pendant l'hiver, des individus ont été observés dans la mer des Salish pendant toute l'année, tout comme des marsouins communs et des marsouins de Dall (Hall 2004, Hall 2011, McMillan *et al.* 2025, Elliser *et al.* 2025). Les rorquals à bosse et les marsouins communs sont inscrits sur la liste des espèces préoccupantes de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP), tandis que les marsouins de Dall sont considérés comme étant non en péril. D'autres espèces de cétacés

moins fréquemment observées dans la région comprennent le rorqual commun (*Balaenoptera physalus*, une espèce menacée en vertu de la LEP), la baleine grise (*Eschrichtius robustus*, une espèce préoccupante), le petit rorqual (*Balaenoptera acutorostrata*, une espèce non en péril) et le dauphin à flancs blancs du Pacifique (*Lagenorhynchus obliquidens*, une espèce non en péril). Les individus de toutes ces espèces de mammifères marins peuvent être vulnérables aux répercussions de l'augmentation du trafic maritime lorsqu'ils sont présents dans le sud de la mer des Salish et sur le banc Swiftsure.

L'état actuel des connaissances sur les cétacés présents dans la mer des Salish repose largement sur les données de présence seulement provenant de plateformes d'observations fortuites (p. ex. Hauser *et al.* 2007, Olson *et al.* 2018). Ces données sont souvent biaisées parce que l'effort de relevé est inégal sur le plan spatial et que seules certaines espèces sont ciblées, ce qui les rend mal adaptées pour la quantification de tendances de densité. Par conséquent, plusieurs études antérieures étaient fondées sur des plans de relevé systématiques et sur la modélisation de la densité pour la prédiction de la densité des cétacés présents dans les zones d'étude comprenant le sud de la mer des Salish (p. ex. Best *et al.* 2015, Nichol *et al.* 2017, Wright *et al.* 2021). Cependant, ces relevés étaient souvent effectués pendant une seule saison (Williams and Thomas 2007, Jefferson *et al.* 2016, Wright *et al.* 2021) et ont produit de petits échantillons nécessitant un regroupement des données sur plusieurs saisons (Nichol *et al.* 2017) ou ont été effectués il y a trop longtemps pour orienter les besoins actuels en matière de gestion (Keple 2002, Hall 2004, Best *et al.* 2015). Par conséquent, il n'est pas possible d'utiliser ces études pour déterminer dans quelle mesure les densités actuelles de cétacés varient selon la saison et l'année. Compte tenu de la nature dynamique des écosystèmes marins et des éléments probants indiquant que plusieurs espèces ont connu des changements importants touchant leur abondance et leur répartition dans la mer des Salish au cours des dernières années (Calambokidis *et al.* 2017a, Wright *et al.* 2021), des renseignements récents sont essentiels pour la prestation d'un avis en matière d'atténuation des risques et d'une évaluation des risques robustes.

Pêches et Océans Canada (MPO) a comblé ces lacunes dans les connaissances en effectuant régulièrement des relevés annuels ciblant les cétacés par bateau dans le sud de la mer des Salish et sur le banc Swiftsure tout au long de l'année. Entre août 2020 et août 2024, ces relevés étaient fondés sur un plan systématique par transects linéaires et des méthodes d'échantillonnage à distance pour la collecte de données sur l'abondance et la répartition des cétacés. Les objectifs précis de la présente évaluation étaient de fournir des estimations saisonnières et spatialement explicites de la densité des espèces de cétacés présentes dans la zone de navigation maritime liée au TMX (figure 1) et de déterminer les sources d'incertitude et de variabilité de l'évaluation. Les résultats de cette étude contribueront à l'élaboration de couches de données spatialement explicites pour l'évaluation des risques futurs et orienteront la prise de décisions liées à la conservation marine. Même s'ils sont principalement axés sur la zone de navigation maritime du TMX, ces résultats fourniront également des renseignements précieux pour d'autres grands projets dans la mer des Salish caractérisés par des composantes de transport maritime.

2. MÉTHODES

2.1. ZONE D'ÉTUDE ET PLAN DE RELEVÉ

La zone d'étude a été sélectionnée précisément pour répondre aux questions de gestion liées à la zone de navigation maritime du TMX et a donc été délimitée par l'ajout d'une zone tampon de 6 km autour des voies de navigation commerciale dans le sud de la mer des Salish entre Vancouver et le banc Swiftsure (figure 1). Même si le plan de relevé initial comprenait aussi la

partie américaine des voies de navigation, l'effort de relevé pendant les deux premières années de l'étude a été limité aux parties canadiennes de la zone d'étude en raison des restrictions associées à la pandémie de COVID-19. L'analyse actuelle se limite donc à cette partie de la zone d'étude. Étant donné que la zone d'étude est complexe sur le plan géographique, elle a été divisée en sept sections dans le plan de relevé, et des lignes de transect ont été générées pour chaque section de façon séparée. De cette façon, les angles des lignes de transect ont pu varier entre les sections, ce qui a réduit au minimum le temps de transit, lorsque l'effort de relevé était interrompu, et ce qui a aussi permis à la majorité des lignes de transect d'être perpendiculaires aux gradients de profondeur, comme recommandé dans Thomas *et al.* (2007). Des plans semblables ont été utilisés pour les relevés antérieurs par transects linéaires menés dans le sud de la mer des Salish (Williams and Thomas 2007, Doniol-Valcroze *et al.* 2024). Le même espacement entre les lignes de transect a été utilisé pour les sept sections afin de maintenir une couverture uniforme dans toute la zone d'étude. Les sections pourraient donc être combinées et analysées comme une seule strate géographique (3 408 km²).

Le progiciel Distance Sampling Survey Design (dssd) pour la conception de plans de relevé par échantillonnage à distance (Marshall and Rexstad 2021) dans R (R Core Team 2023) a été utilisé pour générer des lignes de transect, d'après un plan complémentaire en zigzag caractérisé par un espacement égal. Plusieurs options d'espacement entre les lignes de transect, allant de 13 à 20 km, ont été examinées, et une distance de 18 km entre ces lignes a été choisie pour équilibrer le temps nécessaire pour la réalisation de chaque relevé et la couverture de la zone d'étude. Le progiciel dssd a été utilisé pour veiller à ce que toutes les parties de la zone d'étude soient associées à une probabilité égale d'inclusion dans les lignes de transect échantillonnées. Le plan choisi a ensuite été utilisé pour générer différentes concrétisations des lignes de transect pour chaque relevé, avec différents points de départ déterminés de façon aléatoire (Buckland *et al.* 2001).

2.2. COLLECTE DE DONNÉES

Des relevés ont été effectués tout au long de l'année; de 2020 à 2022, ils ont eu lieu chaque mois, dans la mesure du possible, et en 2023 et 2024, ils ont été réalisés tous les deux mois en raison de contraintes liées au navire et à l'équipage. Le navire de recherche de 12,8 m a parcouru des lignes de transect prédéterminées à une vitesse d'environ 10 nœuds (18,5 km h⁻¹) pendant l'effort de relevé (échantillonnage actif le long des lignes de transect). Les données recueillies lorsque la vitesse du navire était inférieure à 5 nœuds (9,2 km h⁻¹) ou supérieure à 13 nœuds (24,1 km h⁻¹) ont été exclues des analyses. Les relevés ont été effectués en mode de « passage » (c.-à-d. que le navire de recherche gardait généralement une vitesse et une direction constantes lorsqu'il parcourait les lignes de transect), mais l'effort d'observation a parfois été interrompu lorsque l'identification d'une espèce nécessitait une confirmation ou en réponse au trafic maritime. L'ordre et la direction d'échantillonnage des différentes lignes de transect dépendaient principalement des conditions météorologiques. Aucun effort n'a été déployé lorsque les conditions ne permettaient pas la réalisation d'un relevé efficace, ce qui se produisait généralement lorsque l'état de la mer atteignait 5 sur l'échelle de Beaufort, ou lorsque la hauteur de la houle atteignait 3 mètres; toutefois, d'autres facteurs, notamment la direction du vent et de la houle, l'éblouissement, les précipitations, la visibilité et les effets des marées ont également été pris en compte dans les décisions de suspendre ou de poursuivre l'effort de relevé.

Les données ont été recueillies en suivant les protocoles d'échantillonnage à distance standardisés (Buckland *et al.* 2001). Deux observateurs, positionnés de chaque côté de la proue du navire (hauteur moyenne des yeux de 285 cm par rapport au niveau de la mer), utilisaient des jumelles Fujinon 7x50 réticulées pour repérer des cétacés grâce à un balayage

visuel de 0 à 90 degrés de chaque côté de la ligne de transect échantillonnée. Chaque observateur travaillait indépendamment et communiquait ses observations à la station de saisie des données au moyen d'un appareil intra-auriculaire d'écoute radio à ultra-haute fréquence. Le responsable de la saisie des données était positionné à l'intérieur de la timonerie et enregistrait les données des observateurs à l'aide du logiciel *Mysticetus* (Steckler and Donlan 2018), tout en participant au contrôle de la qualité des données (p. ex. il évitait l'entrée d'observations en double dans le cas où les deux observateurs détecteraient le même individu devant le navire). Les observateurs et le responsable de la saisie des données changeaient de position après chaque ligne de transect ou après 45 minutes, selon la longueur de la ligne de transect, afin d'éviter l'épuisement et la fatigue oculaire. Les observations incluses dans les analyses ont été faites par les trois mêmes observateurs tout au long de la période d'étude.

Le logiciel *Mysticetus*, connecté à un GPS, enregistrait automatiquement la position et la vitesse du navire toutes les 10 secondes, et chaque fois qu'une nouvelle donnée sur l'effort ou qu'une nouvelle observation était saisie. Les conditions de l'effort de relevé ont été signalées par les observateurs au début de chaque ligne de transect, lorsque les observateurs changeaient de position et lorsque les conditions changeaient. Ces conditions comprenaient la visibilité, l'état de la mer selon l'échelle de Beaufort, la couverture nuageuse, l'intensité et l'étendue de l'éblouissement, les précipitations et la hauteur de la houle (Tableau 1). Les données recueillies lors de l'observation de chaque cétacé comprenaient l'angle et la mesure obtenue avec le réticule (ou la distance radiale estimée visuellement si l'individu avait été observé très près du navire) jusqu'à l'individu ou aux individus observés, ainsi que l'espèce et la taille du groupe (c.-à-d. le nombre d'individus repérés lors d'une seule détection). Les réticules gravés sur les lentilles des jumelles ont été utilisés pour déterminer la distance jusqu'à chaque individu observé, en mesurant à partir de l'horizon ou de la masse terrestre la plus proche de l'emplacement de cet individu. Des rapporteurs d'angles manuels sur rails ont été utilisés pour la mesure de l'angle entre le cap du navire et chaque cétacé observé, et des limites de l'étendue de l'éblouissement.

2.3. TRAITEMENT DES DONNÉES

Les distances d'observation radiales ont été calculées en fonction des mesures du réticule, de la distance jusqu'à l'horizon (ou jusqu'à la masse terrestre la plus proche) et de la hauteur des yeux de l'observateur (Buckland *et al.* 2001). Lorsque les mesures du réticule étaient prises à partir de la masse terrestre la plus proche, la distance jusqu'à celle-ci a été utilisée pour corriger la position et la distance des individus observés à l'aide d'un script personnalisé en langage R. La distance perpendiculaire jusqu'à chaque individu observé à partir de la trajectoire a été calculée en fonction de la distance d'observation radiale et de l'angle jusqu'à l'individu observé.

2.4. APPROCHE ANALYTIQUE

Nos analyses visaient précisément à produire des surfaces de densité fiables plutôt qu'à déterminer les facteurs mécanistes de la répartition des cétacés. Notre approche de modélisation était donc de nature prédictive, plutôt qu'explicative, et a donc été conçue pour optimiser la prédiction spatiale plutôt que pour mettre à l'essai les hypothèses causales. Nous avons ajusté des modèles de densité en surface (MDS) distincts en fonction de l'espèce de cétacé et de la saison afin d'estimer des densités spatialement explicites tout au long de l'année à l'échelle de la zone d'étude. Les « saisons » ont été définies comme quatre périodes de trois mois : de janvier à mars (hiver), d'avril à juin (printemps), de juillet à septembre (été) et d'octobre à décembre (automne). Les saisons ont été déterminées de manière à correspondre aux tendances de l'abondance et de la répartition des espèces de cétacés dans la zone d'étude, ce qui a permis de réduire le plus possible la variabilité au cours d'une saison.

Les MDS s'appuient sur une approche en deux étapes pour modéliser la densité spatialement explicite à l'aide de données d'échantillonnage à distance (Miller *et al.* 2013). Tout d'abord, la détection imparfaite pendant l'effort de relevé est modélisée à l'aide de fonctions de détection (Buckland *et al.* 2001, Marques *et al.* 2007). Puis, les données de relevé sont divisées en segments d'effort continu, et le nombre d'individus observés par segment, ajusté pour la détectabilité d'après les fonctions de détection, est utilisé comme une variable dépendante dans les modèles additifs généralisés (MAG) pour prédire comment la densité varie à l'échelle de la zone d'étude en raison des covariables environnementales (Hedley and Buckland 2004, Miller *et al.* 2013). Cette approche est fréquemment utilisée pour estimer l'abondance des cétacés (p. ex. Williams *et al.* 2011, Best *et al.* 2015, Wright *et al.* 2021) et a été particulièrement intéressante pour les évaluations des stocks du MPO effectuées dans des régions géographiques complexes (Doniol-Valcroze *et al.* 2015, Marcoux *et al.* 2019, Thompson *et al.* 2022). De plus, les cartes des prédictions de la densité qui en résultent peuvent orienter les évaluations des risques et les mesures d'atténuation (Nichol *et al.* 2017, Mayaud *et al.* 2024).

2.5. FONCTIONS DE DÉTECTION

Les fonctions de détection ont été ajustées aux distances d'observation perpendiculaires (par rapport à la trajectoire) de chaque espèce au moyen de la fonction *ds* dans le progiciel Distance en langage R (Miller 2017). Comme la plateforme de relevé, les protocoles et l'équipe d'observateurs sont demeurés constants tout au long de la période d'étude, les fonctions de détection étaient fondées sur les données regroupées de tous les mois et de toutes les années.

Ces fonctions ont d'abord été ajustées avec des modèles clés seulement (fonctions clés uniformes, du taux de risque (*hazard-rate* en anglais) et semi-normales, prises en considération avec et sans séries de termes d'ajustement cosinus et polynomiaux. Pour déterminer les distances de troncature à droite appropriées, seules les fonctions de détection clés ont été examinées pour la distance perpendiculaire à laquelle la probabilité de détection était d'environ 0,15, comme recommandé dans Buckland *et al.* (2001). La visibilité, l'état de la mer selon l'échelle de Beaufort, la houle, l'éblouissement, les observateurs, les précipitations, la couverture nuageuse et la taille des groupes d'individus ont été considérés comme des covariables candidates dans les fonctions de détection (Marques and Buckland 2003). Toutes les covariables de détection ont été considérées comme des variables nominales. Certains niveaux de covariables ont été regroupés afin d'assurer qu'un nombre suffisant d'individus observés se trouve dans chaque catégorie de covariables (c.-à-d. au moins 10 individus observés dans chaque catégorie) et en tenant compte de l'incidence prévue sur la détectabilité des différentes espèces (tableau 2). Des covariables ont été ajoutées aux modèles clés seulement dans le cadre d'un processus de sélection par étape ascendante. Des comparaisons ont été effectuées entre les modèles clés seulement et entre chacun des modèles avec covariables en fonction des valeurs du critère d'information d'Akaike (AIC). La qualité de l'ajustement a été évaluée à l'aide du test de Cramer-von Mises (CvM) et de l'inspection visuelle des diagrammes de quantile-quantile (QQ) pour les données de distance perpendiculaire continues ou au moyen de tests fondés sur le chi carré (χ^2) pour les données de distance perpendiculaire compartimentées.

2.6. SEGMENTATION

Les MDS nécessitent la division de l'effort continu le long de chaque ligne de transect en plus petits segments caractérisés par des conditions d'effort homogènes. Buckland *et al.* (2004) et Miller *et al.* (2013) recommandent une longueur de segment correspondant à environ deux fois la distance de troncature utilisée dans la fonction de détection d'une espèce, même si les MDS

ont tendance à être robustes par rapport à la sélection de la longueur des segments (Hedley and Buckland 2004). Compte tenu de la nature multiespèces de nos analyses, nos distances de troncature variaient d'un minimum de 0,65 km (marsouins communs) à un maximum de 1,65 km (rorquals à bosse); nous avons donc choisi une longueur de segment intermédiaire de 2 km, que nous avons jugée appropriée pour les trois espèces.

Nous avons suivi les méthodes décrites dans Becker *et al.* (2010) et utilisées dans Wright *et al.* (2021) pour ajuster les longueurs de segments afin d'intégrer les sections d'effort restantes après l'obtention d'une longueur totale de transect divisible par deux (c.-à-d. la distance « supplémentaire » couverte, qui allait d'environ 0,1 km à 1,9 km). Si la distance supplémentaire parcourue le long d'une section d'effort continu et de conditions constantes était supérieure à 1 km, le transect était divisé de manière à ce que tous les segments aient une longueur de 2 km, à l'exception d'un segment représentant la longueur de cette distance supplémentaire (c.-à-d. entre 1 et 2 km). Si la distance supplémentaire était de 1 km ou moins, elle a été ajoutée à l'un des segments le long du même transect continu (c.-à-d. que ce segment, sélectionné au hasard, avait une longueur entre 2,1 et 2,9 km, tandis que tous les autres segments ont conservé la longueur cible de 2 km).

Les segments ont été générés séparément pour chaque espèce, d'après les covariables de détectabilité qui étaient pertinentes pour la détection de l'espèce. Par exemple, si l'état de la mer selon l'échelle de Beaufort a été inclus comme covariable explicative dans la fonction de détection d'une espèce, les segments générés pour cette espèce comprenaient des parties de l'effort le long d'une seule ligne de transect où l'état de la mer selon l'échelle de Beaufort n'avait pas changé.

2.7. COVARIABLES ENVIRONNEMENTALES

Même si l'inclusion de covariables environnementales peut faciliter l'interprétation écologique, nous avons accordé la priorité aux variables qui ont amélioré le rendement d'un modèle et l'exactitude des prédictions, plutôt que de chercher à déduire des relations causales. Voici certaines des covariables environnementales statiques prises en compte dans nos modèles spatiaux : la profondeur; la pente; la rugosité; la valeur quadratique moyenne de la vitesse du courant de marée; la distance jusqu'à la zone la plus proche où le courant de marée est fort; la distance jusqu'au rivage le plus proche. Chacune de ces covariables statiques temporelles a été incluse en fonction de son influence sur la répartition et la densité des cétacés dans le cadre d'études précédentes (p. ex. Best *et al.* 2015, Meynecke *et al.* 2021, Wright *et al.* 2021, Bortolotto *et al.* 2023). Les sources de données et les définitions pour chacune des covariables statiques sont conformes à celles décrites dans Wright *et al.* (2021) et sont présentées de façon détaillée dans le tableau 3.

En outre, nous avons tenu compte de deux covariables dynamiques dans le temps : la température de surface de la mer (TSM) et la concentration de chlorophylle a (chl a). Étant donné que les données sur les espèces proies des cétacés n'étaient pas disponibles à la résolution spatiale ou temporelle requise pour l'alimentation de nos modèles spatiaux, nous avons inclus ces variables comme de possibles indicateurs des zones dynamiques de productivité et de densité de proies élevées (p. ex. Schleimer *et al.* 2019, Meynecke *et al.* 2021). Les sources de données et les méthodes utilisées pour l'attribution de ces covariables dynamiques aux segments sont présentées dans le tableau 3.

Les covariables environnementales pour les segments associés à chaque espèce et à chaque saison ont été examinées, puis les valeurs aberrantes ont été supprimées. Lorsque la distribution des valeurs des covariables était asymétrique, les covariables ont subi des transformations logarithmiques ou en racine carrée. Toutes les covariables environnementales

et les positions d'observation ont été standardisées avant l'ajustement des modèles. La colinéarité de chaque paire de covariables environnementales pour chaque espèce et chaque saison a ensuite été examinée au moyen du coefficient de corrélation de Pearson. Les covariables bien corrélées (valeurs du coefficient de corrélation de Pearson supérieures à 0,7) n'ont pas été incluses dans les mêmes modèles candidats.

Le mois et l'année (considérés comme des facteurs) ont également été examinés pour déterminer la colinéarité avec les covariables environnementales et la colinéarité avec l'autre facteur, puis ont été inclus à titre de covariables nominales possibles dans les modèles candidats. Contrairement aux covariables environnementales, l'ajout d'un seul facteur ou des deux facteurs n'a pas eu d'incidence sur les tendances de densité variables dans l'espace à l'échelle de la zone d'étude, mais a permis aux ordonnées à l'origine de varier entre les mois ou les années pendant une saison. La variabilité au cours d'une saison pourrait donc être prise en compte dans les estimations de la densité globales pour la zone d'étude, mais pas dans les tendances de densité spatialement explicites.

2.8. MODÈLES SPATIAUX

Les modèles additifs généralisés (MAG) ont été ajustés à l'aide du progiciel *dsm* dans R (Miller *et al.* 2019). Les observations d'individus par segment pour chaque espèce et chaque saison ont été modélisées à l'aide des distributions de Tweedie et binomiales négatives. Les modèles ont été ajustés à l'aide du maximum de vraisemblance restreint. Les ensembles de modèles candidats pour chaque espèce et chaque saison comprenaient un modèle spatial seulement (c.-à-d. caractérisé par un outil de lissage à deux variables de la position d'observation comme seule covariable), ainsi que des modèles candidats qui comprenaient chaque combinaison possible de covariables environnementales non colinéaires, en plus du terme spatial à deux variables. Chaque modèle candidat de chaque distribution a été ajusté deux fois : une fois avec toutes les covariables environnementales ajustées initialement à l'aide de lissages par splines de régression « plaques minces » à une variable (ts), et une fois avec toutes les covariables environnementales ajustées à l'aide de lissages par splines de Duchon à une variable (ds). Les splines ds ont été envisagées parce qu'elles peuvent être efficaces pour atténuer les effets de bord (c.-à-d. des prédictions de densité invraisemblablement élevées dans les zones les plus éloignées de la plupart des activités de relevé; Miller *et al.* 2013). Plusieurs options concernant la dimension de base (k) pour chaque terme lisse ont été envisagées afin qu'il soit possible d'étudier l'incidence de l'augmentation ou de la diminution de k sur les degrés de liberté effectifs du lissage, réduisant ainsi le potentiel de surajustement. La sélection des termes a été effectuée à l'aide d'une approche de contraction (*shrinkage approach* en anglais; Marra and Wood 2011), qui pénalise l'espace nul et réduit les termes non significatifs à des valeurs près de zéro. Cette approche permet la sélection de modèles en moins d'étapes et évite la dépendance à l'égard de la voie suivie, associée à la sélection de modèles par étapes. Les covariables pour lesquelles le nombre de degrés de liberté effectifs est inférieur à 1 ont été retirées des modèles candidats. Toutes les covariables pour lesquelles le nombre de degrés de liberté effectifs correspondait environ à 1 ont été incluses dans les modèles candidats finaux en tant que termes linéaires plutôt qu'en tant qu'outils de lissage d'ordre supérieur. Les termes linéaires et les facteurs avec des valeurs de p inférieures à 0,05 ont été retenus dans les modèles candidats finaux pour chaque saison.

La validation et la sélection des modèles pour chaque espèce et chaque saison ont suivi plusieurs étapes. Les termes lisses dans les modèles candidats ont été vérifiés pour déterminer leur concurvité (*concurvity* en anglais) les uns avec les autres (c.-à-d. la mesure dans laquelle un terme lisse du modèle pouvait être expliqué par l'un ou plusieurs des autres termes lisses) en utilisant la fonction *vis_concurvity* dans le progiciel *dsm*. Pour les modèles candidats, les

diagrammes de QQ et les tendances résiduelles ont été examinés à l'aide de diverses fonctions (*rqqgam.check*, *gam.check* et *qq.gam*) dans les progiciels dsm et mgcv. Les résidus de quantiles mis à l'échelle ont été créés et examinés à l'aide du progiciel DHARMA dans R (Hartig 2024) pour qu'il soit possible d'examiner davantage les tendances des résidus et de cerner les problèmes possibles liés à une inflation nulle ou à une surdispersion. En plus du processus de validation des modèles, nous avons pris en compte l'AIC et le critère d'information bayésien (BIC) pour atteindre un équilibre entre l'ajustement d'un modèle et sa complexité. Les décisions finales concernant la sélection des modèles ont également été prises en tenant compte des relations entre les covariables candidates et la variable dépendante, d'après l'examen visuel des graphiques d'effets partiels et des distributions spatiales prédites par les modèles candidats par rapport aux observations lors de nos relevés, ainsi que les effets de bord et les estimations de l'incertitude.

2.9. PRÉDICTIONS RELATIVES À L'ABONDANCE ET À LA DENSITÉ

La densité spatialement explicite pour chaque espèce et chaque saison en fonction du modèle sélectionné a été prédite sur une grille de 2 km x 2 km qui couvrait les parties canadiennes de la zone de relevé. La taille de la grille a été sélectionnée parce qu'elle correspond à la longueur cible de nos segments et à la résolution disponible des données liées aux covariables environnementales. La grille de prédiction a été rognée pour exclure toutes les parties situées sur terre, et toute cellule de grille d'une superficie inférieure à 1 km² a été exclue des analyses. En ce qui concerne les covariables environnementales, nous avons calculé la moyenne pour chaque cellule de grille (pour la profondeur, la pente, la rugosité et la vitesse de la marée) ou nous les avons extraites/calculées pour le point médian de la cellule de grille (pour la distance jusqu'au rivage, la distance jusqu'à la zone la plus proche où le courant de marée est fort, la TSM et la moyenne de la chl a; voir le tableau 3 aux fins de consultation des sources de ces données). La densité par cellule pour chaque période temporelle a été prédite séparément pour tous les modèles qui comprenaient des covariables environnementales dynamiques dans le temps (c.-à-d. la TSM, la chl a) ou des termes mois/année, puis la moyenne a été calculée aux fins d'estimation de la densité pour la saison. Les échelles de couleur sur les graphiques de la densité résultants étaient constantes d'une saison à l'autre pour une espèce donnée, mais variaient d'une espèce à l'autre.

Des coefficients de variation (CV) globaux et spatialement explicites (par cellule) ont été estimés pour chaque modèle. L'approche d'estimation de l'incertitude variait selon les espèces, en fonction de l'inclusion ou non des covariables de détectabilité dans les fonctions de détection propres aux espèces. Si la fonction de détection d'une espèce ne comprenait pas de covariables, la détectabilité moyenne ne variait pas dans l'espace. Par conséquent, l'hypothèse émise était que l'incertitude de la fonction de détection était indépendante de l'incertitude du MAG, et la méthode delta a été utilisée pour combiner les estimations de l'incertitude des deux modèles. Pour les espèces dont les fonctions de détection comprenaient des covariables, l'incertitude du modèle de fonction de détection a été propagée par le MAG à l'aide des méthodes décrites dans Bravington *et al.* (2021) et Williams *et al.* (2011). Pour tous les modèles qui comprenaient des covariables environnementales dynamiques ou des termes mois/année, nous avons estimé les variances pour chaque période temporelle de façon séparée et avons calculé la moyenne de celles-ci, avant de les convertir en un CV moyen pour la période d'étude.

3. RÉSULTATS

3.1. EFFORT DE RELEVÉ ET OBSERVATIONS D'ESPÈCES

Au total, 29 relevés ont été effectués entre août 2020 et août 2024, ce qui correspond à un effort de relevé de 8 524 km pendant 161 jours, le long de lignes de transect prédéterminées. Parmi la distance couverte pendant cet effort, 7 370 km se trouvaient dans des parties canadiennes de la zone d'étude et ont donc été inclus dans les analyses spatiales. Les fonctions de détection étaient appuyées par toutes les données prélevées pendant l'effort de relevé. Tous les mois ont été représentés au moins une fois pendant la période d'étude. La distance couverte le long des lignes de transect (c.-à-d. l'effort réalisé) variait selon les relevés, allant d'un minimum de 138 km en octobre 2022 jusqu'à un maximum de 561 km en mars 2024. La distance couverte par mois, saison et année est présentée dans le tableau 4 et à la figure 2.

Au total, 2 306 observations de huit espèces de cétacés (3 992 individus), soit des rorquals à bosse, des marsouins communs, des marsouins de Dall, des épaulards, des dauphins à flancs blancs du Pacifique, un petit rorqual, une baleine grise et un rorqual commun, ont été effectuées lors de l'échantillonnage le long de lignes de transects prédéterminées (figures 3 à 7). Des observations (fortuites) de certaines espèces ont aussi été faites lors de périodes d'interruption de l'effort de relevé (figures 6 et 7). Les observations fortuites n'ont pas été utilisées dans les fonctions de détection ou les MDS, mais elles donnent une idée de la présence saisonnière de ces espèces dans la zone d'étude.

Les trois espèces les plus fréquemment détectées étaient le rorqual à bosse, le marsouin commun et le marsouin de Dall. Des rorquals à bosse ont été observés tout au long de l'année (553 observations de 903 individus; tableau 5, figure 3), pendant tous les mois, sauf en mars. La période d'août à octobre correspond au moment où les rorquals à bosse ont été détectés en plus grands nombres. La taille moyenne des groupes de rorquals à bosse (c.-à-d. le nombre d'individus lors d'une seule détection) était la plus faible en hiver (moyenne : 1,2; plage : 1 à 2) et la plus élevée à l'automne (moyenne : 1,9; plage : 1 à 8). Le marsouin commun était l'espèce de cétacé la plus fréquemment observée (1 529 observations de 2 465 individus; tableau 5, figure 4); des individus ont été détectés pendant tous les relevés. Chaque année, c'est en été ou à l'automne que le plus grand nombre de marsouins communs a été observé, mais le plus grand groupe de marsouins communs, comptant environ 45 individus, a été observé en avril 2021 dans l'est du détroit de Juan de Fuca. La taille des groupes de marsouins communs était généralement la plus faible en été (moyenne : 1,5; plage : 1 à 7) et la plus élevée à l'automne (moyenne : 1,8; plage : 1 à 17) et pendant l'hiver (moyenne : 1,8; plage : 1 à 18). Des marsouins de Dall ont également été observés toute l'année (164 observations de 437 individus; tableau 5, figure 5), mais moins fréquemment que les marsouins communs. Les détections de marsouins de Dall étaient les plus élevées pendant l'hiver et les moins élevées pendant l'été. La taille moyenne des groupes de marsouins de Dall était également la plus élevée pendant l'hiver (moyenne : 2,9; plage : 1 à 9) et la plus faible pendant l'été (moyenne : 2,1; plage : 1 à 4).

Des groupes d'épaulards résidents du sud et d'épaulards de Bigg (population migratrice) ont été observés 21 fois et 18 fois, respectivement, pendant l'effort de relevé. Trois autres groupes d'épaulards ont été détectés pendant l'effort, mais l'écotype n'a pas pu être confirmé lors de ces observations. Des épaulards de Bigg et des épaulards résidents du sud ont été observés pendant toutes les saisons (tableau 5, figure 6). Un rorqual commun, un petit rorqual, une baleine grise et un groupe de dauphins à flancs blancs du Pacifique ont tous été observés à une reprise pendant l'effort de relevé (tableau 5, figure 7). L'observation de la baleine grise a eu lieu en mars, celle du petit rorqual, en juillet, celle du rorqual commun, en août, et celle du groupe de dauphins à flancs blancs du Pacifique, en septembre. D'autres épaulards, petits

rorquals, baleines grises et dauphins à flancs blancs du Pacifique, ainsi qu'un rorqual commun ont également été détectés dans la zone d'étude lors de périodes d'interruption de l'effort de relevé (c.-à-d. lors du transit entre des lignes de transect; figures 6 et 7).

3.2. FONCTIONS DE DÉTECTION

Pour trois espèces (rorqual à bosse, marsouin commun et marsouin de Dall), les observations étaient suffisantes pour ajuster les fonctions de détection. Les tableaux 6, 7 et 8 présentent une comparaison des modèles offrant le meilleur rendement, caractérisés par une valeur du delta de l'AIC inférieure à cinq pour chaque espèce.

Le modèle de fonction de détection offrant le meilleur rendement pour le rorqual à bosse, d'après l'AIC, était une fonction clé semi-normale avec la houle et la visibilité comme covariables (tableau 6, figure 8a). Deux autres modèles affichaient des scores d'AIC les plaçant au premier et au deuxième rang en fonction du rendement :

1. une fonction clé semi-normale avec la houle, la visibilité et l'éblouissement comme covariables;
2. un modèle semi-normal avec la houle, la visibilité et les précipitations comme covariables.

Les tests de CvM ont indiqué que les trois modèles étaient bien ajustés aux données, et que la détectabilité moyenne (c.-à-d. la probabilité moyenne estimée de détecter un individu, supposant qu'il se trouve dans la zone de relevé) était semblable pour les trois modèles. Le modèle le moins complexe légèrement mieux soutenu par l'AIC a donc été sélectionné. Les observations de rorquals à bosse ont été tronquées à droite à une distance de 1,65 km et la détectabilité moyenne était de 0,59, ce qui donne une largeur effective du transect de 0,97 km.

Les premières tentatives d'ajustement des fonctions de détection aux données sur le marsouin commun ont donné des valeurs de p inférieures à 0,05 selon les tests de CvM, ce qui indique un mauvais ajustement du modèle. L'examen des données indiquait que ce résultat pourrait être attribuable à une accumulation ou à un regroupement de détections à proximité de certaines distances perpendiculaires (Buckland *et al.* 2001, Howe *et al.* 2019). Suivant les recommandations présentées dans Buckland *et al.* (2001), nous avons donc regroupé en compartiments les données relatives aux marsouins communs pour ces distances perpendiculaires et nous avons ajusté les courbes de détection aux données compartimentées. La largeur du premier compartiment était de 0,1 km, tandis que la largeur de tous les compartiments subséquents était de 0,05 km (figure 8b). La meilleure fonction de détection pour les marsouins communs selon l'AIC était un modèle semi-normal avec l'état de la mer selon l'échelle de Beaufort, la couverture nuageuse et les observateurs comme covariables; cependant, ce modèle n'a pas réussi le test de qualité de l'ajustement du chi carré. Le modèle classé au deuxième rang, soit une fonction clé semi-normale sans covariable de détectabilité, mais comprenant une série de termes d'ajustement cosinus d'ordres 2 et 3, a donc été sélectionné (tableau 7 et figure 8b). Les observations de marsouins communs ont été tronquées à droite à une distance de 0,65 km et la détectabilité moyenne pour le modèle sélectionné était de 0,48, ce qui donne une largeur effective du transect de 0,32 km.

Les modèles de fonctions de détection ayant les scores d'AIC les plus faibles pour le marsouin de Dall étaient :

1. des modèles semi-normaux et du taux de risque avec l'éblouissement et la houle comme covariables;
2. un modèle semi-normal avec l'éblouissement comme seule covariable;
3. des modèles semi-normaux et uniformes sans covariable de détectabilité;

4. un modèle du taux de risque avec la houle comme seule covariable (tableau 8).

Les tests de CvM indiquaient que tous les modèles les mieux classés présentaient un ajustement relativement bon aux données; cependant, les modèles de taux de risque ont été ajustés à d'importants sommets près d'une distance perpendiculaire nulle. Étant donné que les marsouins de Dall se déplacent souvent vers les navires pour nager dans les vagues d'étrave (Best *et al.* 2015), des préoccupations ont été soulevées parce que ce modèle pourrait entraîner une surestimation de l'abondance en raison de ces possibles déplacements vers les navires. Les modèles de taux de risque n'ont donc plus été envisagés. La détectabilité moyenne était très semblable parmi les autres modèles les mieux classés; le modèle légèrement mieux soutenu, soit le modèle semi-normal avec la houle et l'éblouissement comme covariables, a été sélectionné (tableau 8, figure 8c). Les observations ont été tronquées à droite à une distance de 0,8 km et la détectabilité moyenne pour le modèle sélectionné était de 0,57, ce qui donne une largeur effective du transect de 0,46 km.

3.3. MODÈLES SPATIAUX

3.3.1. Rorquals à bosse

Nous avons ajusté les modèles de densité des rorquals à bosse aux quatre périodes saisonnières de trois mois sélectionnées : de janvier à mars (hiver), d'avril à juin (printemps), de juillet à septembre (été) et d'octobre à décembre (automne). Même si elles avaient été initialement incluses dans les modèles candidats pour chaque saison, beaucoup de covariables environnementales statiques ont été supprimées des modèles en raison du faible nombre de degrés de liberté effectifs ou de l'importante concurvité avec l'outil de lissage spatial à deux variables. La sélection du meilleur modèle a eu peu d'incidence sur les estimations de la densité des rorquals à bosse (tableau 9) et sur les tendances spatiales globales pour toutes les saisons.

Le MDS sélectionné pour le rorqual à bosse pendant l'hiver était un modèle de Tweedie pour lequel l'outil de lissage à deux variables de X et Y était le seul terme lisse, ajusté au moyen d'une spline ds (tableau 9). Les trois modèles binomiaux négatifs candidats avaient des CV plus élevés que ceux des modèles de Tweedie et présentaient certains effets de bord vers la partie ouest de la zone d'étude; ils ont donc été exclus. Les trois modèles de Tweedie candidats étaient également soutenus par l'AIC, et c'est le modèle spatial seulement ajusté au moyen d'une spline ds qui a été sélectionné parce qu'il réduisait au minimum les effets de bord (figure 9).

Le modèle de Tweedie le mieux classé d'après l'AIC pour le rorqual à bosse au printemps était caractérisé par un outil de lissage à deux variables de X et Y, un lissage de la pente, le mois comme facteur et un ajustement au moyen de splines ds (tableau 9). Encore une fois, les modèles de Tweedie ont été choisis à la place des modèles binomiaux négatifs, car ils réduisaient au minimum les CV et les effets de bord. Parmi les modèles de Tweedie, un autre modèle se situait à l'intérieur du ΔAIC de 2 du modèle sélectionné, soit le modèle ajusté au moyen d'une spline ds, caractérisé par un outil de lissage à deux variables de X et Y comme seul terme lisse et le mois comme facteur. L'examen du graphique des prédictions de la densité (figure 10) et du graphique de l'effet partiel (figure 11) a soutenu l'inclusion de la pente dans le modèle sélectionné, et l'ajout de la pente a réduit le CV par rapport au modèle sans pente. Nous avons donc choisi le modèle de Tweedie légèrement mieux soutenu par l'AIC qui comprenait le lissage de la pente.

Le MDS sélectionné pour le rorqual à bosse pendant l'été était un modèle binomial négatif pour lequel l'outil de lissage à deux variables de X et Y était la seule covariable, et ajusté au moyen

d'une spline ts (figure 12). Ce modèle avait le BIC le plus bas et l'un des CV les plus faibles de tous les modèles binomiaux négatifs (tableau 9). Le modèle qui comprenait la TSM comme terme linéaire et l'année comme facteur avait l'AIC le plus faible des modèles binomiaux négatifs, mais le BIC le plus élevé. Étant donné que l'inclusion de la TSM n'a pas modifié les tendances de la densité spatiale prédites et a entraîné un CV plus élevé, nous avons choisi le modèle le plus simple avec le score du BIC le plus faible, plutôt que le modèle le plus complexe avec le score d'AIC le plus faible. Le modèle de Tweedie avec le BIC le plus faible était également caractérisé par un outil de lissage à deux variables de X et Y comme seule covariable et un ajustement au moyen d'une spline ts; cependant, ce modèle présentait certains effets de bord dans la partie sud-ouest de la zone d'étude et n'a donc pas été sélectionné. Les modèles de Tweedie avec l'AIC le plus faible comprenaient un lissage de la chl a ainsi qu'une covariable qui ne montrait aucune relation claire avec les observations par segment pendant l'été et qui entraînait des CV très élevés et des effets de bord dans certaines parties de la zone d'étude.

Selon un examen des données concernant l'effet du mois sur le nombre d'observations de rorquals à bosse par segment à l'automne, cette covariable a été influencée par le nombre plus faible d'observations et la réduction de l'effort en décembre; il ne s'agit donc pas d'une variable explicative fiable pour cette saison. Les modèles candidats dans lesquels le mois était utilisé comme facteur ont été exclus. Les modèles binomiaux négatifs les mieux classés ont échoué aux tests de validation des modèles; nous avons donc choisi le modèle de Tweedie caractérisé par un outil de lissage à deux variables de X et Y, un ajustement au moyen d'une spline ts, et l'utilisation de la TSM comme terme linéaire et de l'année comme facteur (tableau 9, figures 13, 14 et A2). Ce modèle a réduit au minimum les effets de bord et présentait des valeurs d'AIC, de BIC et de CV parmi les plus faibles de tous les modèles de Tweedie candidats.

Les modèles spatiaux pour le rorqual à bosse ont indiqué d'importantes différences saisonnières dans les tendances de la densité (figures 9, 10, 12 et 13), mais la partie ouest de la zone d'étude, qui comprend le banc Swiftsure, est ressortie comme étant une zone de densité relative élevée tout au long de l'année. Les observations de rorquals à bosse, et ainsi la densité et l'abondance estimées à l'échelle de la zone d'étude, étaient peu nombreuses pendant l'hiver (total estimé de 14 individus observés seulement; CV = 0,36), mais, selon les prédictions, la densité d'individus la plus élevée était à proximité du banc Swiftsure. Lorsque l'abondance de rorquals à bosse dans la zone d'étude a augmenté au printemps (81 individus, CV = 0,14), en été (221 individus, CV = 0,19) et à l'automne (347 individus, CV = 0,18), la densité de rorquals à bosse prédite à proximité du banc Swiftsure est demeurée élevée. Les modèles pour l'été et l'automne ont également indiqué que la densité des rorquals à bosse n'était pas uniformément élevée à l'échelle de la zone du banc Swiftsure; les zones de densité plus élevée correspondaient plutôt à la partie est du banc, caractérisée par des changements brusques de la profondeur (figure A1). Les prédictions indiquaient aussi des densités élevées de rorquals à bosse dans le centre et l'ouest du détroit de Juan de Fuca en été et à l'automne (jusqu'à 0,31 et 0,91 individu par km², respectivement). Le détroit de Georgia et l'est du détroit de Juan de Fuca présentaient des densités de rorquals à bosse modérément élevées au printemps, en été et à l'automne. Dans le détroit de Haro, la densité des rorquals à bosse était faible tout au long de l'année.

3.3.2. Marsouins communs

Les covariables environnementales ayant une bonne capacité de prédiction pour le marsouin commun variaient selon la saison, mais étaient semblables à celles du rorqual à bosse, étant donné que de nombreuses covariables statiques sur le plan temporel ont été retirées des

modèles candidats en raison des faibles nombres de degrés de liberté effectifs du lissage ou de l'importante concurvité avec les outils de lissage spatiaux.

Le modèle sélectionné pour le marsouin commun pendant l'hiver était un modèle binomial négatif caractérisé par un outil de lissage à deux variables de X et Y comme seul terme lisse, l'utilisation du mois en tant que facteur et un ajustement au moyen d'une spline ts (tableau 10, figure 15). Les tests de validation des modèles ont indiqué que tous les modèles de Tweedie pour cette saison étaient surdispersés; seuls les modèles binomiaux négatifs ont donc été envisagés. Parmi les modèles binomiaux négatifs candidats, les deux modèles les mieux classés d'après l'AIC comprenaient la TSM comme terme lisse; cependant, le graphique lisse de la TSM n'indiquait aucune relation évidente entre cette covariable et la variable dépendante. De plus, l'inclusion de la TSM a entraîné certains effets de bord dans la partie sud-est de la zone d'étude. Nous avons donc sélectionné le modèle binomial négatif le mieux classé en fonction du BIC, qui avait un CV plus faible et n'avait pas d'effet de bord par rapport aux modèles qui comprenaient la TSM.

Les tests de validation des modèles ont indiqué que les modèles binomiaux négatifs pour le marsouin commun au printemps ont surpassé les modèles de Tweedie; les modèles de Tweedie n'ont donc pas été envisagés davantage dans les décisions de sélection des modèles pour cette saison. Le modèle binomial négatif avec le score d'AIC le plus faible était caractérisé par un outil de lissage à deux variables de X et de Y, et un outil de lissage de chl a, tous deux ajustés avec des splines ts, ainsi que l'utilisation de la pente comme terme linéaire (tableau 10). Cependant, ce modèle avait un CV plus élevé que de nombreux autres modèles candidats et présentait des effets de bord dans certaines parties de la zone d'étude. Les trois modèles binomiaux négatifs du marsouin commun les mieux classés pour le printemps, d'après le BIC, étaient tous ajustés à l'aide de splines ts et comprenaient un outil de lissage à deux variables de X et Y comme seul terme lisse. Il s'agissait :

1. d'un modèle caractérisé par la rugosité à titre de terme linéaire;
2. d'un modèle sans terme linéaire ni facteur;
3. d'un modèle utilisant la pente comme terme linéaire.

La sélection de l'un de ces trois modèles avait une faible incidence sur les tendances spatiales, les CV ou les estimations de la densité globale. Nous avons donc choisi le modèle légèrement mieux soutenu par le BIC et caractérisé par le score d'AIC le plus faible parmi les trois, soit le modèle binomial négatif caractérisé par un outil de lissage à deux variables de X et de Y, un ajustement avec une spline ts et l'utilisation de la rugosité comme terme linéaire (figures 16 et 17).

Le modèle sélectionné pour les marsouins communs pendant l'été était un modèle de Tweedie caractérisé par un outil de lissage à deux variables de X et Y, un ajustement avec une spline ts, et l'utilisation de la valeur quadratique moyenne de la vitesse du courant de marée comme terme linéaire et de l'année comme facteur (tableau 10, figures 18 et 19). Les modèles de Tweedie ont été choisis à la place des modèles binomiaux négatifs parce que les tests de validation des modèles indiquaient des écarts dans les résidus de presque tous les modèles binomiaux négatifs candidats. Les modèles de Tweedie avec les scores d'AIC les plus faibles étaient des modèles complexes avec des lissages de la TSM et de la chl a en plus de l'utilisation d'un outil de lissage spatial à deux variables ainsi que le mois et l'année comme facteurs. Ces modèles présentaient des CV très élevés par rapport à tous les autres modèles candidats et ont entraîné certains effets de bord dans les parties sud-est de la zone d'étude. Nous avons donc sélectionné le modèle de Tweedie avec le score de BIC le plus faible, qui ne montrait aucun signe d'effets de bord et avait un CV beaucoup plus bas.

Les tests de validation des modèles ont indiqué que tous les modèles de Tweedie candidats pour le marsouin commun à l'automne étaient surdispersés, de sorte qu'une sélection plus poussée a été effectuée parmi les modèles binomiaux négatifs seulement. Le modèle binomial négatif le mieux classé pour cette saison d'après l'AIC était caractérisé par des lissages de la TSM et de la chl a, l'utilisation d'un outil de lissage spatial, et l'utilisation du mois comme facteur (tableau 10). Toutefois, les CV variables dans l'espace pour ce modèle étaient très élevés, en particulier vers la partie ouest de la zone d'étude. De plus, le graphique lisse de la TSM n'indiquait aucune relation évidente entre cette covariable et la variable dépendante. Le modèle classé au deuxième rang selon l'AIC était également le modèle le mieux classé d'après le BIC, avait un CV inférieur à celui du modèle le mieux classé d'après l'AIC seulement, et son graphique de la densité prédite correspondait mieux aux observations et n'affichait aucun effet de bord. Nous avons donc choisi ce modèle, qui était caractérisé par l'utilisation d'une spline ts, d'un outil de lissage à deux variables de X et Y comme seul terme lisse et du mois comme facteur (figure 20).

La densité de marsouins communs était élevée dans le passage Boundary, le détroit de Haro et l'est du détroit de Juan de Fuca tout au long de l'année (figures 15, 16, 18 et 20). Les densités de marsouins communs dans ces zones étaient particulièrement élevées pendant l'été et l'automne; certaines parties de ces zones avaient des densités prédites de plus de trois marsouins communs par km² (figures 18 et 20). Selon les prédictions, les parties ouest de la zone d'étude (ouest du détroit de Juan de Fuca et banc Swiftsure) présentaient de faibles densités de marsouins communs tout au long de l'année, mais l'incertitude dans ces zones était élevée en raison du très petit nombre de marsouins communs observés dans cette partie de la zone d'étude pendant tous les mois. Dans le détroit de Georgia, les prédictions indiquent aussi des zones de densité modérément élevée pendant la plupart des périodes saisonnières; des densités particulièrement élevées dans la partie est du détroit ont été prédites à l'automne (figure 20).

L'abondance globale de marsouins communs estimée était le plus élevée à l'automne (1 552 individus, CV = 0,23) et le plus faible en hiver (637 individus, CV = 0,29). Un total de 1 335 (CV = 0,11) et de 1 192 (CV = 0,17) marsouins communs ont été estimés dans la zone d'étude au printemps et en été, respectivement.

3.3.3. Marsouins de Dall

D'après les scores d'AIC, les modèles de Tweedie et binomiaux négatifs les mieux classés pour le marsouin de Dall en hiver étaient caractérisés par des lissages de la TSM, l'utilisation d'outils de lissage spatiaux à deux variables et l'utilisation d'aucun autre facteur ou terme linéaire (tableau 11). Les modèles binomiaux négatifs les mieux classés d'après l'AIC ont toutefois montré des signes de surajustement en raison de CV très élevés dans la partie ouest de la zone d'étude. Parmi les modèles de Tweedie les mieux classés, les modèles ajustés avec les splines ds ont présenté moins de signes d'effets de bord que ceux ajustés au moyen de splines ts. Le modèle choisi pour cette saison était donc un modèle de Tweedie caractérisé par un outil de lissage à deux variables de X et Y et un outil de lissage de la TSM, tous deux ajustés au moyen de splines ds (figures 21, 22 et A3).

Le modèle sélectionné pour le marsouin de Dall au printemps était un modèle de Tweedie caractérisé par l'utilisation d'un outil de lissage à deux variables de X et Y comme seul terme lisse, un ajustement au moyen d'une spline ds et l'utilisation du mois en tant que facteur (tableau 11, figure 23). Un modèle presque identique qui ne différait que par le facteur utilisé (c.-à-d. l'année plutôt que le mois) se situait dans les limites du ΔAIC de 2 du modèle sélectionné, mais avait un CV plus élevé. Le modèle binomial négatif le mieux classé (un modèle ajusté au moyen de splines ds et caractérisé par un outil de lissage spatial à deux

variables comme seule covariable) a produit des tendances de la densité très semblables à celles du modèle sélectionné, mais avait un CV plus élevé. Tous les modèles ajustés au moyen de splines ts présentaient des effets de bord dans la partie ouest de la zone d'étude et n'ont donc pas été sélectionnés.

Tous les modèles candidats pour le marsouin de Dall pendant l'été étaient caractérisés par un ΔAIC de 2 les uns par rapport aux autres, comme tous les modèles binomiaux négatifs (tableau 11). Pour les deux distributions, les modèles ajustés à l'aide de splines ts présentaient des effets de bord dans la partie ouest de la zone d'étude, et les modèles qui comprenaient un lissage de la TSM en plus de l'outil de lissage spatial ont produit des graphiques de la densité qui ne correspondaient pas bien aux observations de marsouins de Dall. Nous avons donc choisi le modèle de Tweedie caractérisé par un outil de lissage à deux variables de X et Y ajusté au moyen d'une spline ds comme seule covariable (figure 24), car le modèle binomial négatif correspondant avait un CV beaucoup plus élevé.

De nombreux modèles candidats pour le marsouin de Dall à l'automne présentaient des effets de bord dans le détroit de Georgia, en particulier dans la partie la plus septentrionale de la zone d'étude. Le modèle le mieux classé qui n'avait pas ces effets de bord était un modèle de Tweedie caractérisé par un outil de lissage spatial à deux variables ajusté au moyen d'une spline ds et l'utilisation de l'année comme facteur (tableau 11, figure 25). Ce modèle a donné de bons résultats dans tous les tests de validation des modèles et présentait un bon ajustement aux données; c'est pourquoi il a été sélectionné.

Selon les prédictions, les zones où la densité de marsouins de Dall était la plus élevée variaient selon les saisons, mais comprenaient généralement les parties nord ou ouest de la zone d'étude (figures 21 et 23 à 25). Le détroit de Georgia, au sud de Vancouver, présentait les densités de marsouins de Dall prédites les plus élevées à l'automne et en hiver (figures 21 et 25). Les prédictions n'indiquaient pas de densités élevées de marsouins de Dall dans cette zone au printemps et en été, mais c'est dans les parties ouest de la zone d'étude, y compris le détroit de Juan de Fuca et le banc Swiftsure (figures 22 et 23), que se trouvaient les zones où la densité de marsouins de Dall était la plus élevée. Les prédictions indiquaient également que l'est et l'ouest du détroit de Juan de Fuca présentaient des densités élevées de marsouins de Dall pendant l'hiver. Selon les prédictions, la densité de marsouins de Dall dans la majeure partie du détroit de Haro était faible pendant toute l'année.

Les estimations de l'abondance de marsouins de Dall dans la zone d'étude étaient maximales pendant l'hiver, à 336 individus (CV = 0,40), et minimales en été, à 76 individus (CV = 0,35). D'après les MDS sélectionnés, les estimations de l'abondance au printemps et à l'automne étaient de 201 individus (CV = 0,22) et de 283 individus (CV = 0,47), respectivement.

4. DISCUSSION

Dans les régions où l'activité humaine est intense, il est essentiel de recueillir des données quantitatives sur la densité des cétacés pour évaluer les répercussions, à l'échelle des populations, des menaces comme l'empêchement dans des engins de pêche, les collisions avec des navires et le bruit sous-marin. Dans la présente étude, nous fournissons les premières estimations spatialement explicites de l'abondance et de la répartition saisonnières de trois espèces, soit le rorqual à bosse, le marsouin commun et le marsouin de Dall, dans le sud de la mer des Salish et sur le banc Swiftsure. L'analyse est fondée sur des relevés systématiques effectués par bateau de façon répétée pendant plusieurs années et saisons qui totalisent 8 500 km dans la zone à l'intérieur des voies de navigation et à proximité de celles-ci. Les résultats ont mis en évidence de fortes tendances spatiales et saisonnières concernant la répartition des cétacés, ce qui souligne l'importance d'adopter des stratégies de suivi et de

gestion qui correspondent aux tendances de densité saisonnières, et ce, tout au long de l'année.

4.1. APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE, INCERTITUDE ET MISES EN GARDE

Même si les données de présence seulement ou les cartes de répartition qualitatives peuvent mettre en évidence les zones d'occurrence des espèces, elles ne fournissent généralement pas de renseignements fiables permettant de quantifier le chevauchement géographique avec des facteurs de stress ou d'évaluer des mesures d'atténuation des risques (Rocchini *et al.* 2011). Les principaux problèmes liés aux données non systématiques comprennent les biais d'échantillonnage, l'absence d'évaluation de l'effort de relevé, l'absence d'une couverture de l'ensemble de la zone ou de la période d'intérêt, et la difficulté de déterminer si les zones où il y a peu ou pas d'observations représentent vraiment des zones de faible densité (Ruete 2015). De plus, les résultats doivent tenir compte de la détection imparfaite des individus dans les données de relevé et de la variabilité attribuable à la nature dynamique de la répartition des espèces dans l'environnement marin. Par conséquent, la présente étude a été conçue précisément pour aborder ces questions en :

1. délimitant la zone d'étude d'une manière adaptée aux objectifs de gestion;
2. utilisant un plan d'échantillonnage systématique;
3. assurant un effort répété pendant plusieurs saisons et années;
4. utilisant des méthodes d'échantillonnage à distance;
5. tenant compte de la détection imparfaite à des distances variables dans les modèles spatiaux (Miller *et al.* 2013).

Il est également essentiel que les principales sources d'incertitude soient clairement prises en compte et propagées à travers les différentes phases de toute évaluation de l'abondance, de la densité ou de l'utilisation de l'habitat (Miller *et al.* 2022). En effet, les cartes des estimations ponctuelles (p. ex. la densité) ne sont généralement pas suffisantes pour assurer une conservation efficace sans une certaine mesure de l'incertitude (Jansen *et al.* 2022), car les cadres et les objectifs de gestion sont souvent probabilistes (Taylor *et al.* 2000, Hammill *et al.* 2024). L'un des avantages des MDS est qu'ils comprennent des méthodes permettant d'intégrer l'incertitude liée à l'ajustement des fonctions de détection avec l'incertitude associée à l'estimation des lissages et des facteurs dans les MAG spatiaux (Bravington *et al.* 2021). Conformément aux recommandations de Miller *et al.* (2022), nous avons également tenu compte de la variabilité des covariables environnementales dynamiques d'un mois ou d'une année à l'autre dans les modèles qui ont conservé la TSM, en estimant les densités variables sur le plan spatial pour chaque période temporelle et en calculant la moyenne des variances résultantes. Les cartes de CV qui en résultent, incluses en médaillon dans les graphiques de densité spatiale pour chaque espèce et chaque saison, fournissent des renseignements aux gestionnaires sur la robustesse des densités prédites et peuvent être utilisées pour déterminer les lacunes dans l'espace et le temps, qui nécessiterait un effort supplémentaire pour une confiance accrue. Les cartes de CV seront également essentielles pour tout modèle d'évaluation des risques qui utilise les densités calculées comme intrants quantitatifs (p. ex. un modèle des risques de collision avec des navires).

L'échantillonnage à distance et les MDS sont des approches bien établies pour l'estimation de la densité des cétacés, mais certaines hypothèses et mises en garde doivent être prises en compte lors de l'interprétation de nos résultats. Voici deux hypothèses relatives à l'échantillonnage à distance : tous les animaux sont disponibles à la surface pour être observés et dénombrés par les observateurs; tous les animaux disponibles sur les lignes de transect sont

détectés (Buckland *et al.* 2001). Le non-respect de ces hypothèses peut entraîner un biais de disponibilité ou un biais de perception, respectivement. Le biais de disponibilité dans les relevés sur les cétacés se produit généralement parce que des individus sont sous l'eau pendant la période où ils se trouvent dans la portée de détection des observateurs sur le navire en mouvement. Les rorquals à bosse, les marsouins communs et les marsouins de Dall sont des espèces qui effectuent des plongées de relativement courte durée (p. ex. temps de plongée moyen de 65 s à 2,4 min; Dolphin 1987, Westgate *et al.* 1995). Les estimations de la proportion du temps où les individus sont visibles à la surface pendant les relevés visuels effectués en 2018 à partir d'un navire plus grand (vitesse semblable, mais plateforme d'observation plus haute) étaient de 0,989 pour le rorqual à bosse et de 0,975 pour les marsouins (Doniol-Valcroze *et al.* 2024). Nous ne disposons pas des données nécessaires pour calculer le biais de disponibilité pour notre plateforme de relevé dans la mer des Salish, et nous reconnaissons que le comportement de plongée, en particulier, a une grande incidence sur ces calculs, mais peut varier de façon spatiale et temporelle. Cependant, compte tenu de ces résultats antérieurs et de la vitesse de relevé relativement lente (environ 10 nœuds) de notre navire de recherche, nous nous attendons à ce que le biais de disponibilité ait eu une moins grande incidence sur nos estimations de l'abondance que si les espèces avaient eu un temps de plongée plus long (p. ex. grands cachalots, baleines à bec) ou si la plateforme d'observation avait été plus rapide (p. ex. relevés aériens).

Le biais de perception est dû au fait que des individus sur les lignes de transect ne sont pas détectés par les observateurs, même lorsqu'ils sont visibles. La détection imparfaite sur les lignes de transect touche principalement les estimations pour les espèces cryptiques et de petite taille, y compris les marsouins, car elles sont plus susceptibles de ne pas être détectées en raison de facteurs comme les conditions météorologiques. Le biais de perception a été réduit au minimum, dans la mesure du possible, pendant nos relevés, étant donné que tous les efforts visuels ont été effectués par la même équipe de trois observateurs expérimentés pendant toute la période d'étude, et que ces observateurs avaient reçu la consigne de se concentrer principalement sur la zone située entre la ligne de transect et l'angle de 45 degrés à bâbord ou à tribord de la proue du navire. Nos résultats pourraient encore sous-estimer dans une certaine mesure l'abondance globale de ces espèces de cétacés de petite taille, mais la validité des tendances de densité générales serait touchée seulement si ce biais variait sur le plan spatial (c.-à-d. si le biais de perception était plus important dans certaines parties de la zone d'étude). L'ouest du détroit de Juan de Fuca et le banc Swiftsure étaient généralement caractérisés par des états de la mer et des hauteurs de houle plus élevées qu'ailleurs dans la zone de relevé, créant ainsi un possible biais négatif dans les estimations de la densité pour les emplacements qui ne pouvaient pas être pleinement pris en compte avec l'utilisation des variables de détectabilité dans les fonctions de détection. La collecte de données de surveillance acoustique passive est en cours pour améliorer la détection des cétacés de petite taille et la compréhension de l'utilisation de leur habitat dans la zone d'étude.

La majorité des modèles sélectionnés comprenaient un outil de lissage spatial à deux variables comme seul terme lisse (c.-à-d. aucune relation environnementale modélisée). Dans les modèles de l'habitat des cétacés, il est fréquent que le rendement des variables environnementales en tant que prédicteurs soit faible (Becker *et al.* 2020) pour diverses raisons. Dans notre étude, la plupart des covariables, en particulier les covariables statiques, comme la profondeur ou la distance jusqu'au rivage, présentaient une forte concurvité avec les outils de lissage spatiaux et amélioraient donc peu la capacité d'explication si elles étaient incluses avec un outil de lissage spatial. Ces variables environnementales pourraient quand même être importantes sur le plan écologique, car leur concurvité avec $s(x,y)$ pourrait indiquer que les processus biologiques qu'elles représentent sous-tendent certaines des tendances de la répartition observées. Comme notre objectif de modélisation était principalement de nature

prédictive, nous avons accordé la priorité à l'ajustement spatial et au rendement des modèles plutôt qu'à l'interprétation mécaniste. À des fins explicatives, d'autres formulations de modèles qui limitent ou omettent les outils de lissage spatiaux pourraient être utilisées pour mieux déterminer les facteurs environnementaux qui déterminent la répartition des cétacés. Un problème plus général lié aux variables environnementales est qu'il ne s'agit souvent pas d'indicateurs adéquats des facteurs réels indiquant la sélection de l'habitat, ou encore que la présence de comportements multiples ou de préférences en matière de proies rend difficile la détermination de relations explicatives relativement simples (Doniol-Valcroze *et al.* 2012). Une autre explication pourrait être la superficie relativement petite de notre zone d'étude et l'absence de grands gradients environnementaux perpendiculaires à son axe principal (c.-à-d. depuis les eaux côtières jusqu'aux eaux extracôtières, le long des voies de navigation commerciale depuis Vancouver jusqu'au banc Swiftsure). Ce manque de contraste entre les caractéristiques de l'habitat pourrait faire en sorte qu'il soit difficile pour toute variable d'avoir une bonne capacité d'explication. Il pourrait aussi représenter un processus dépendant de l'échelle selon lequel la sélection de l'habitat a déjà été effectuée à une échelle supérieure, le sud de la mer des Salish ayant déjà été sélectionné pour diverses caractéristiques de l'habitat qui diffèrent de celles d'autres parties du Pacifique Nord-Est, mais qui ne varient pas beaucoup au sein de la zone en question. Somme toute, la compréhension des facteurs mécanistes de la répartition des cétacés dans n'importe quelle région pourrait grandement améliorer notre capacité à prédire comment la répartition spatiale de ces espèces peut varier au fil du temps en réponse aux changements dans l'écosystème.

Dans les travaux futurs axés sur l'explication des relations relatives à l'habitat, l'inclusion de variables environnementales plus détaillées ou dynamiques pourrait améliorer l'interprétabilité. Par exemple, les caractéristiques océanographiques à petite échelle, comme les remous de marée, les zones de cisaillement des courants et la répartition des proies de subsurface, sont susceptibles d'influencer l'utilisation de l'habitat par les cétacés, mais elles ne sont pas représentées par les covariables utilisées dans la présente étude. Les extrants du modèle physique-biologique à haute résolution (p. ex. ceux du modèle SalishSeaCast NEMO à une résolution de 500 m; Suchy *et al.* 2023), ainsi que les données spatiales sur le bruit des navires ou la densité du trafic maritime pourraient permettre de mieux comprendre les mécanismes qui façonnent la répartition des cétacés dans les habitats côtiers. Cependant, comme indiqué précédemment, le but de la présente étude n'était pas de produire des modèles de l'habitat des cétacés qui expliquent les facteurs biologiques sous-jacents de la répartition spatiale de ces espèces, mais plutôt de quantifier leurs tendances actuelles en matière de densité. Par conséquent, le fait que peu de relations environnementales solides ont été observées n'empêche pas l'utilisation des extrants obtenus pour d'autres processus de recherche et de gestion.

4.2. RORQUALS À BOSSE

Des rorquals à bosse ont été détectés dans la zone d'étude pendant toutes les saisons et tous les mois, sauf en mars. La plupart des rorquals à bosse qui se nourrissent dans les eaux au large du sud de la Colombie-Britannique entre le printemps et l'automne migrent vers Hawaï, le Mexique ou l'Amérique centrale pour y passer l'hiver (Calambokidis *et al.* 2008; Barlow *et al.* 2011; McMillan *et al.* 2023). Cependant, la période de migration du rorqual à bosse est échelonnée (Craig *et al.* 2003), et nos résultats confirment que ce ne sont pas tous les individus qui quittent la zone à la fin de l'automne ou au début de l'hiver. La présence de rorquals à bosse dans la zone d'étude tout au long de l'année est une considération importante pour la prise de toute mesure visant à contrer les menaces que représentent les collisions avec des navires et le bruit pour cette population.

Le modèle spatial sélectionné pour le rorqual à bosse au printemps comprenait un lissage de la pente, et le modèle sélectionné pour l'espèce à l'automne comprenait la TSM comme terme linéaire, mais il n'y avait pas d'autres covariables environnementales dans les MDS sélectionnés pour l'espèce. Les modèles antérieurs de la densité des rorquals à bosse dans le Pacifique Nord-Est comprenaient la profondeur, la distance jusqu'au rivage, la concentration de chl a et d'autres termes statiques et dynamiques, comme covariables explicatives, souvent en plus de la TSM et de la pente (Becker *et al.* 2010, Dalla-Rosa *et al.* 2012, Best *et al.* 2015). Cependant, ces modèles antérieurs étaient fondés sur des données recueillies dans des zones beaucoup plus vastes et, par conséquent, les plages de ces covariables variaient davantage que dans le cas de notre zone d'étude dans la mer des Salish. Certaines des zones ciblées par nos modèles comme ayant des densités de rorquals à bosse très élevées, y compris la limite est du banc Swiftsure, sont caractérisées par des pentes abruptes et des changements brusques de la profondeur (figure A1). Ces caractéristiques servent probablement à concentrer les proies des rorquals à bosse (petits poissons qui se rassemblent en bancs et krill), et contribuent aux fortes densités prédites. Cependant, la forte concurvité avec les outils de lissage spatiaux n'a pas permis d'inclure ces covariables dans les MDS candidats pour la plupart des saisons.

Nos modèles ont indiqué que le banc Swiftsure et l'entrée du détroit de Juan de Fuca étaient des zones à forte densité de rorquals à bosse pendant toutes les saisons. Étant donné que les MDS pour le rorqual à bosse en hiver étaient fondés sur un nombre très limité d'observations ($n = 13$), le degré de confiance dans les prédictions de l'utilisation de l'habitat est plus faible pour cette période de l'année que pour les autres saisons. Cependant, de façon générale, nos résultats prédisent l'utilisation de la partie ouest de notre zone d'étude par les rorquals à bosse, tout au long de l'année. Même si les modèles fondés sur les relevés à grande échelle ciblant les cétacés effectués pendant l'été 2018 n'ont pas prédit de fortes densités de rorquals à bosse à proximité du banc Swiftsure (Wright *et al.* 2021), des études antérieures ont prédit une forte concentration de rorquals à bosse dans cette zone (Dalla-Rosa *et al.* 2012, Nichol *et al.* 2017). Dans Nichol *et al.* (2017), le banc Swiftsure et l'entrée du détroit de Juan de Fuca ont aussi été évalués comme les zones au large de la côte ouest de l'île de Vancouver dans lesquelles le risque de collision mortelle avec des navires pour les rorquals à bosse est le plus grand. Nos résultats s'appuient sur ces évaluations précédentes en intégrant des renseignements propres à la saison sur l'utilisation par les rorquals à bosse de la zone du banc Swiftsure, ce qui souligne son importance pour l'espèce pendant toute l'année.

Des densités modérées à élevées de rorquals à bosse ont également été prédites dans le détroit de Georgia, ainsi que dans le centre et l'ouest du détroit de Juan de Fuca en été et à l'automne (figures 12 et 13). Le centre et l'ouest du détroit de Juan de Fuca ont été ciblés comme étant des zones à forte densité de rorquals à bosse dans Wright *et al.* (2021), mais les prédictions fondées sur les données des relevés de l'été 2018 indiquaient que l'abondance de rorquals à bosse dans le sud du détroit de Georgia était relativement faible. Aucun rorqual à bosse n'a été détecté dans le sud du détroit de Georgia lors des relevés systématiques des mammifères marins effectués en 2000, 2001 et 2004 (Keple *et al.* 2002, Williams *et al.* 2007, Best *et al.* 2015), mais les efforts systématiques et opportunistes menés au cours des dernières années ont permis de documenter le retour des rorquals à bosse dans cette zone (Calambokidis *et al.* 2017a, McMillan *et al.* 2022, McMillan *et al.* 2025). Nos modèles indiquent que le sud du détroit de Georgia est de plus en plus important pour les rorquals à bosse, en particulier à l'automne.

Nos MDS fournissent des renseignements précieux sur la présence temporelle et spatiale des rorquals à bosse dans les voies de navigation depuis le banc Swiftsure jusqu'à Vancouver, et à proximité de celles-ci; ces renseignements sont nécessaires pour l'orientation de mesures de

gestion efficaces. Cependant, il est possible d'améliorer la quantification du risque de collision avec des navires pour le rorqual à bosse et d'autres cétacés en envisageant des facteurs comportementaux, comme les tendances relatives aux comportements de plongée (Calambokidis *et al.* 2019, Keen *et al.* 2019, Keen *et al.* 2023). La collecte et l'analyse de renseignements sur le comportement de plongée des rorquals à bosse en fonction d'étiquettes qui enregistrent des données sont en cours et contribueront à préciser le risque de collision avec des navires pour l'espèce dans cette zone.

Le rorqual à bosse est inscrit sur la liste des espèces préoccupantes de la LEP, et les principales menaces qui pèsent sur la population évaluée dans les eaux canadiennes comprennent les collisions avec des navires et l'empêchement dans des engins de pêche (COSEPAC 2022). Le rorqual à bosse est l'espèce de cétacé pour laquelle les collisions avec des navires documentées sont les plus nombreuses dans les eaux canadiennes. À l'échelle mondiale, cette espèce arrive au deuxième rang, après le rorqual commun, au chapitre des collisions documentées (Jensen and Silber 2003; COSEPAC 2022). Le retour relativement récent de densités élevées de rorquals à bosse dans la mer des Salish (Calambokidis *et al.* 2017a, McMillan *et al.* 2025, la présente étude), particulièrement dans les zones caractérisées par un important trafic maritime, y compris le banc Swiftsure et le détroit de Juan de Fuca, a entraîné une augmentation du chevauchement entre les individus de cette population et les activités anthropiques.

4.3. MARSOUINS COMMUNS

Les prédictions ont indiqué une grande abondance de marsouins communs dans le détroit de Haro et l'est du détroit de Juan de Fuca pendant toutes les saisons; les densités sont particulièrement élevées en été et à l'automne (figures 18 et 20). Des études antérieures, dont certaines étaient fondées sur des données recueillies dès le début des années 1990, indiquaient aussi que ces zones présentaient une densité élevée de marsouins communs ou étaient caractérisées comme des « points chauds » pour l'espèce (Hall 2004, Hall 2011, Best *et al.* 2015, Wright *et al.* 2021). Nos modèles actuels, combinés aux résultats de ces études antérieures, soulignent l'importance à long terme de ces parties du sud de la mer des Salish pour les marsouins communs et confirment que, dans ces zones, des densités élevées de marsouins communs sont prévues tout au long de l'année.

Les prédictions indiquent également des zones caractérisées par une densité de marsouins communs modérée à élevée dans le sud du détroit de Georgia et au sud de Vancouver, et ce, pendant toute l'année (figures 15, 16, 18 et 20). Les prédictions indiquent que ces eaux présentaient certaines des densités de marsouins communs les plus élevées dans la zone d'étude en l'hiver et à l'automne. D'après les relevés effectués en 2004 et 2018, les prédictions présentées dans Best *et al.* (2015) et Wright *et al.* (2021) indiquaient des densités de marsouins communs relativement faibles dans cette partie du détroit de Georgia. Ces deux relevés antérieurs n'ont été effectués qu'en été, si bien qu'ils n'ont pas pu documenter les densités élevées de marsouins communs prédites par notre étude dans cette région pendant les autres saisons.

Les observations de marsouins communs étaient rares dans les parties ouest de notre zone d'étude (ouest du détroit de Juan de Fuca et banc Swiftsure) à tout moment de l'année (figures 15, 16, 18 et 20). Par conséquent, les prédictions indiquaient de faibles densités de marsouins communs dans cette zone et les CV spatialement explicites étaient élevés dans les quatre MDS sélectionnés. La petite taille, la faible visibilité et le comportement souvent cryptique des marsouins communs font en sorte que les individus de l'espèce sont rarement détectés lorsque l'état de la mer dépasse 2 sur l'échelle de Beaufort. Par conséquent, l'incidence des états de la mer plus élevés sur la détectabilité pourrait ne pas être suffisamment

représentée dans les fonctions de détection de l'espèce, ce qui a entraîné des sous-estimations de la densité de marsouins communs dans cette zone. Des activités sont en cours pour caractériser la présence de marsouins à l'aide de méthodes acoustiques, ce qui fournira des renseignements supplémentaires sur l'utilisation saisonnière de l'habitat par les marsouins dans la zone du banc Swiftsure.

Le marsouin commun est inscrit sur la liste des espèces préoccupantes de la LEP. Les principales menaces qui pèsent sur l'espèce sont la perturbation acoustique, l'empêchement, la dégradation de l'habitat, les déversements de substances toxiques et la contamination chimique (Pêches et Océans Canada 2009). Un déclin antérieur rapide de l'abondance et de la répartition du marsouin commun dans la mer des Salish au cours des années 1970 pourrait avoir été causé par une de ces menaces anthropiques ou par une combinaison de celles-ci (Jefferson *et al.* 2016, Elliser and Hall 2021). Des données indiquent que les marsouins communs sont très vulnérables aux perturbations acoustiques (Wisniewska *et al.* 2018, Frankish *et al.* 2023, Pigeault *et al.* 2024), ce qui souligne l'importance d'atténuer le bruit sous-marin, en particulier dans les zones où la densité de marsouins communs est élevée.

4.4. MARSOUINS DE DALL

Les modèles antérieurs de la densité de marsouins de Dall comprenaient des covariables statiques (p. ex. la distance jusqu'au rivage, la profondeur et la pente) à titre de termes explicatifs (Best *et al.* 2015, Wright *et al.* 2021). Plus particulièrement, la profondeur (et, par association, la distance jusqu'au rivage) a été ciblée comme un facteur pouvant influencer la répartition du marsouin de Dall (Hall 2011, Nichol *et al.* 2013, Wright *et al.* 2021). Des analyses du contenu stomacal indiquent que les marsouins de Dall présents dans la mer des Salish se nourrissent d'espèces qui fréquentent des eaux plus profondes que les marsouins communs, ce qui pourrait constituer un élément probant du partage de l'habitat entre les deux espèces de marsouins (Nichol *et al.* 2013). Comme indiqué précédemment, la profondeur n'a pas pu être prise en compte dans beaucoup de nos modèles candidats en raison de sa concurrité avec l'outil de lissage spatial. Cependant, nos modèles fournissent des éléments probants qui indiquent le partage spatial et temporel de l'habitat entre le marsouin de Dall et le marsouin commun. Selon les prédictions, la densité de marsouins de Dall était relativement faible dans le détroit de Haro pendant toutes les saisons (figures 21 et 23 à 25), mais cette zone présentait certaines des densités de marsouins communs prédites les plus élevées pendant toute l'année. Selon les prédictions, les densités les plus élevées de marsouins de Dall au printemps et à l'automne étaient dans la partie ouest de notre zone d'étude (figures 23 et 25), où les prédictions indiquaient une faible densité de marsouins communs tout au long de l'année. Même s'il a été déterminé que le sud du détroit de Georgia était une zone de densité élevée pour les deux espèces pendant certaines périodes de l'année, les densités les plus élevées de marsouins de Dall dans cette zone, ainsi que la plus grande abondance de marsouins de Dall dans l'ensemble de la zone d'étude, ont eu lieu pendant l'hiver, la saison où l'abondance de marsouins communs est la plus faible.

Contrairement aux marsouins communs, qui affichent des tendances de densités élevées à long terme dans le détroit de Haro et l'est du détroit de Juan de Fuca, les prédictions de nos modèles sur les tendances du marsouin de Dall diffèrent de celles issues de certaines de ces études antérieures. Hall (2011) a déterminé que le centre et le nord du détroit de Haro sont des points chauds pour les marsouins de Dall, tandis que nos modèles prédisaient de faibles densités d'individus de l'espèce dans ces zones pendant toutes les saisons (figures 21, et 23 à 25). Toutefois, Wright *et al.* (2021) ont également prédit de faibles densités de marsouins de Dall dans le détroit de Haro, ce qui indique que l'abondance plus faible des marsouins de Dall dans cette zone pourrait avoir été plus constante au cours des dernières années. Les relevés

aériens effectués dans certaines parties de la mer des Salish à la fin des années 1990 n'ont mené à l'observation d'aucun marsouin de Dall dans le détroit de Georgia (Calambokidis *et al.* 1997). À titre de comparaison, nos prédictions indiquaient que la densité de marsouins de Dall atteignait les valeurs les plus élevées dans le détroit de Georgia en hiver et à l'automne (figures 21 et 25). Ces résultats différents pourraient représenter un changement dans l'abondance ou la répartition du marsouin de Dall, ou encore la façon dont la période de relevé peut influencer sur les prédictions des tendances de densité du marsouin de Dall.

4.5. AUTRES ESPÈCES

Au total, 42 groupes d'épaulards ont été détectés pendant l'échantillonnage le long des lignes de transect. Nous avons tenté d'ajuster les fonctions de détection à ces observations en utilisant des modèles qui étaient propres à l'écotype des individus, ainsi que des fonctions de détection pour tous les épaulards regroupés, mais la taille de l'échantillon n'était jamais assez grande pour ajuster des fonctions de détection fiables. L'importance de notre zone d'étude pour cette espèce est bien connue. Cette zone comprend l'habitat essentiel des épaulards résidents du sud et du nord (Ford *et al.* 2017) et il s'agit d'un habitat ayant une importance particulière pour les épaulards de Bigg (population migratrice) (Ford *et al.* 2013b). Le nombre relativement faible d'épaulards détectés au cours de nos efforts de relevé n'indique donc pas que cette zone a peu d'importance pour les épaulards. Il pourrait plutôt découler des limites de l'échantillonnage à distance à titre d'approche pour l'étude de ces petites populations. Les trois écotypes d'épaulards ont été bien étudiés dans cette région à l'aide d'autres méthodes, y compris la photo-identification et la surveillance acoustique (p. ex. Ford *et al.* 2017, Riera *et al.* 2019, Towers *et al.* 2019), et les études antérieures ont déjà mené à des mesures visant à atténuer les menaces anthropiques pesant sur les épaulards. Par exemple, des zones comportant un habitat d'alimentation important pour la population d'épaulards résidents du sud, qui est en voie de disparition, ont été cernées dans le sud de la mer des Salish et sur le banc Swiftsure (Thornton *et al.* 2022b, Stredulinsky *et al.* 2023), et des mesures de gestion, y compris des zones de fermeture de la pêche et des zones de ralentissement pour les navires, ont été mises en place dans ces zones à partir de 2018 (gouvernement du Canada 2024). Même si nous ne disposons pas encore de la taille d'échantillon recommandée pour obtenir une fonction de détection fiable (environ 60 à 80 observations; Buckland *et al.* 2001), il est possible que les données systématiques recueillies tout au long de l'année pendant nos relevés puissent aider à combler les lacunes dans les données sur les épaulards à l'avenir, étant donné l'augmentation du nombre de détections d'individus de cette espèce.

Des dauphins à flancs blancs du Pacifique n'ont été détectés qu'à deux reprises dans notre zone d'étude : une fois pendant l'effort de relevé en septembre 2023 et une fois lorsque l'effort de relevé était interrompu à l'automne 2020. Pendant plusieurs décennies avant les années 1990, très peu d'individus ont été signalés dans les eaux côtières de la Colombie-Britannique (Heise 1996), mais cette espèce a été observée assez régulièrement dans la mer des Salish depuis la fin des années 1990; des observations confirmées ont eu lieu tout au long de l'année dans le détroit de Georgia (Rechsteiner 2012, Ford 2014). Des éléments probants indiquent que les dauphins à flancs blancs du Pacifique ont subi des changements de répartition aux échelles décennale et saisonnière dans les eaux extracôtières de la Colombie-Britannique. Depuis les années 1990, les individus sont généralement présents plus loin au large pendant l'été que pendant le reste de l'année (Rechsteiner 2012). Les raisons expliquant ces changements apparents ne sont toutefois pas bien comprises.

Des rorquals communs n'ont été observés qu'à deux reprises dans la zone d'étude (une fois lors de l'effort de relevé et une fois lorsque l'effort de relevé était interrompu); les deux observations ont eu lieu dans le détroit de Juan de Fuca au cours de l'été 2021. Les densités de

rorquals communs étaient généralement plus élevées dans les eaux profondes situées à l'ouest et au nord de notre zone de relevé (Nichol *et al.* 2017), que les navires doivent traverser avant d'entrer dans les voies de navigation vers Vancouver. Ces eaux adjacentes à notre zone d'étude ont été désignées comme des zones où le risque de collisions mortelles avec des navires est très élevé pour les rorquals communs (Nichol *et al.* 2017). Aucun rorqual commun n'a été détecté dans la mer des Salish lors des relevés systématiques ciblant les cétacés effectués en 2004 et 2018 (Williams and Thomas 2007, Wright *et al.* 2021). Cependant, depuis 2005, des observations de rorquals communs ont été documentées à plusieurs reprises dans les eaux situées entre l'île de Vancouver et la côte continentale, y compris dans certaines parties du détroit de Juan de Fuca (Towers *et al.* 2018). Les menaces ayant l'impact le plus élevé sur le rorqual commun (inscrit sur la liste des espèces menacées de la LEP) sont les collisions avec des navires et le bruit des navires (COSEPAC 2019). Douze rorquals communs morts, montrant tous des signes de collisions avec des navires, ont été répertoriés dans le sud de la mer des Salish entre 1986 et 2017 (Towers *et al.* 2018). Malgré leur présence relativement peu fréquente dans la région, les rorquals communs sont très vulnérables aux collisions avec des navires et devraient donc être pris en compte lors de l'élaboration de mesures visant à atténuer les répercussions de l'augmentation du trafic maritime.

Les baleines grises ont aussi été rarement détectées au cours de nos relevés, même s'il est connu que beaucoup d'individus utilisent les eaux du sud-ouest de l'île de Vancouver, qui sont directement adjacentes à la zone d'étude, pendant leur migration printanière (Poole 1984; Green *et al.* 1995; Shelden and Laake 2002; Perryman *et al.* 2002; Ford *et al.* 2013a). De plus, de nombreux individus du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique se nourrissent dans cette région pendant tout l'été (Darling *et al.* 1998; Calambokidis *et al.* 2017b). Les baleines grises ont tendance à se tenir très près du rivage le long de la côte ouest de l'île de Vancouver (Darling 1984); il est donc probable qu'elles soient passées inaperçues lors de nos efforts de relevé, qui ont été menés perpendiculairement aux voies de navigation situées plus loin au large, dans la partie ouest de notre zone d'étude (figure 1). La baleine grise (population du Pacifique Nord-Est) est actuellement inscrite sur la liste des espèces préoccupantes de la LEP. Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a récemment réévalué l'espèce et déterminé qu'elle comprenait trois unités de gestion distinctes, dont deux ont été désignées « en voie de disparition » (COSEPAC 2017). Les collisions avec des navires et l'empêchement sont considérés comme les principales menaces pesant sur la survie et le rétablissement de la baleine grise (Gavrilchuk et Doniol-Valcroze 2021), et les activités anthropiques de plus en plus nombreuses dans cette zone pourraient toucher une plus grande partie de cette population que le montrent les détections effectuées lors de nos efforts de relevé.

Il est bien connu que les petits rorquals se nourrissent dans certaines parties de notre zone d'étude, y compris le sud du détroit de Haro et l'est du détroit de Juan de Fuca (Towers *et al.* 2013), mais nous n'avons détecté qu'un seul individu pendant l'échantillonnage effectué le long des lignes de transect préétablies. Leur faible visibilité, leurs tendances de remontée à la surface irrégulières et leur souffle peu visible rendent les petits rorquals difficiles à détecter lors des relevés par transects linéaires, en particulier lorsque l'état de la mer est mauvais. Les observations de petits rorquals ont été rares, même pendant des relevés couvrant de plus grandes superficies des eaux au large de la côte ouest du Canada (Williams and Thomas 2007, Best *et al.* 2015, Doniol-Valcroze *et al.* 2024). Il est donc difficile d'effectuer des évaluations précises de l'abondance de cette espèce et de l'utilisation de son habitat. Des efforts supplémentaires seront donc nécessaires pour déterminer dans quelle mesure la hausse des activités anthropiques dans le sud de la mer des Salish pourrait avoir une incidence sur la population de petits rorquals.

5. CONCLUSIONS ET TRAVAUX FUTURS

La présente étude pluriannuelle fournit les premières estimations spatialement explicites de la répartition et de l'abondance saisonnières des rorquals à bosse, des marsouins communs et des marsouins de Dall dans le sud de la mer des Salish et sur le banc Swiftsure, et ce, pendant toute l'année. Ces résultats visent à orienter une évaluation du risque de collision avec des navires prévue ultérieurement. La variabilité temporelle observée dans la répartition des cétacés au sein de la zone de navigation maritime du TMX souligne la nécessité d'avoir recours à des stratégies de gestion qui correspondent aux tendances de densité saisonnières plutôt que de s'appuyer sur des données obtenues lors d'une seule saison ou année. Les couches de la densité saisonnière peuvent orienter davantage les études sur l'écosystème, la planification du rétablissement, la planification des interventions environnementales et les évaluations d'impact de menaces, comme l'empêchement dans des engins de pêche et le bruit sous-marin.

D'autres activités de collecte et d'analyse de données sont en cours et visent à produire des prédictions spatiotemporelles du risque de collision avec des navires pour les cétacés présents dans la zone de navigation maritime du TMX. Les couches de densité tirées de la présente analyse seront combinées aux renseignements provenant d'étiquettes enregistrant des données et à d'autres efforts de relevés par bateau pour que des mesures soient prises à l'égard des sources d'incertitude présentées dans le document. Plus précisément, ces données :

1. fourniront des renseignements supplémentaires sur l'utilisation de l'habitat par les cétacés, notamment dans les zones où des conditions météorologiques peu clémentes ont contribué à une incertitude élevée des estimations de la densité;
2. permettront la prise en compte de facteurs comportementaux, surtout le comportement de plongée des rorquals à bosse, lors de l'analyse du risque de collision avec des navires;
3. pourraient permettre l'inclusion d'autres zones (p. ex. pour les parties états-uniennes du sud de la mer des Salish du banc Swiftsure) et espèces (p. ex. les épaulards) aux évaluations futures du risque de collision avec des navires.

6. REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier Stacey Hrushowy, capitaine du navire de recherche *Manyberries*, pour ses compétences en matière d'exploitation et d'entretien du navire, et son dévouement à l'égard du programme. Nous remercions aussi Brianna Wright et Eva Stredulinsky d'avoir élaboré le code R pour le traitement et l'analyse des données, de nous l'avoir partagé et de nous avoir fourni des conseils pour son adaptation à nos besoins. Nous soulignons l'aide apportée par James Pilkington, Jackie Hildering, Wendy Szanislo, Katy Gavrilchuk et Daniel Williams lors des efforts de relevé. Nous remercions Benjamin Snow, Seaton Taylor et les responsables du programme des outils de relevés non destructifs du Secteur des sciences du MPO, qui ont rendu possible la réalisation de notre étude grâce au partage de renseignements sur l'utilisation, l'entretien et les dépenses du navire de recherche *Manyberries*. Nous sommes reconnaissants des efforts continus déployés par OrcaNetwork et OceanWise Sightings Network pour la tenue à jour des registres d'observations fortuites publics ou accessibles sur demande, car nous avons utilisé ces registres pour confirmer les écotypes d'épaulards lorsqu'il n'avait pas été possible de le faire pendant l'effort de relevé. Nous souhaitons également remercier les nombreuses personnes aimables et serviables que nous avons rencontrées sur les quais de Nanaimo et ailleurs dans la mer des Salish, soit Riley Hardy et Chris Flynn, les équipages de la station de bateaux de sauvetage de Kitsilano ainsi que Mike, Sarah, Merle, Ted

et Sherry. La présente étude a été financée par l'initiative du Plan de protection des Océans (PPO) 2.0 et du TMX de Pêches et Océans Canada.

7. RÉFÉRENCES CITÉES

- Barlow, J., Calambokidis, J., Falcone, E.A., Baker, C.S., Burdin, A.M., and Clapham, P.J. 2011. [Humpback whale abundance in the North Pacific estimated by photographic capture-recapture with bias correction from simulation studies](#). *Marine Mammal Science*, 27: 793-818.
- Becker E.A., Carretta J.V., Forney K.A., Barlow, J., Brodie, S., Hoopes, R., Jacox, M.G., Maxwell, S.M., Redfern, J.V., Sisson, N.B., Welch, H., and Hazen, E.L. 2020. [Performance evaluation of cetacean species distribution models developed using generalized additive models and boosted regression trees](#). *Ecology and Evolution*, 10: 5759–5784.
- Becker, E.A., Forney, K.A., Ferguson, M.C., Foley, D.G., Smith, R.C., Barlow, J., and Redfern, J.V. 2010. [Comparing California Current cetacean-habitat models developed using in situ and remotely sensed sea surface temperature data](#). *Marine Ecology Progress Series*, 413:163-183.
- Best, B.D., Fox, C.H., Williams, R.W., Halpin, P.N., and Paquet, P.C. 2015. [Updated marine mammal distribution and abundance estimates in British Columbia](#). *Journal of Cetacean Research and Management*, 15: 9-26.
- Bortolotto, G., Zerbini, A., Thomas, L., Andriolo, A., and Hammond, P. 2023. [Distribution and habitat use modelling from satellite tracking data of humpback whales in Brazil agree with shipboard survey data modelling](#). *Marine Ecology Progress Series*, 720: 161–174.
- Bravington, M.V., Miller, D.L., and Hedley, S.L. 2021. [Variance propagation for density surface models](#). *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 26: 306–323.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnam, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L., and Thomas, L. 2001. *Introduction to distance sampling: Estimating abundance of biological populations*. Oxford University Press: Oxford, UK.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L., and Thomas, L. 2004. *Advanced Distance Sampling*. Oxford University Press: Oxford, UK.
- Burnham, R.E., Vagle, S., O'Neill, C., and Trounce, K. 2021. [The efficacy of management measures to reduce vessel noise in critical habitat of Southern Resident killer whales in the Salish Sea](#). *Frontiers in Marine Science*, 8.
- Calambokidis, J., Osmek, S., and Laake, J.L. 1997. *Aerial surveys for marine mammals in Washington and British Columbia inside waters*. Final Report for Contract 52ABNF-6-00092.
- Calambokidis, J., Falcone, E.A., Quinn, T.J., Burdin, A.M., Clapham, P.J., Ford, J.K.B., Gabriele, C.M., LeDuc, R., Mattila, D., Rojas-Bracho, L., Straley, J.M., Taylor, B.L., Urbán, J.R., Weller, D., Witteveen, B.H., Yamaguchi, M., Bendlin, A., Camacho, D., Flynn, K., Havron, A., Huggins, J., and Maloney, N. 2008. *SPLASH: Structure of Populations, Levels of Abundance and Status of Humpback Whales in the North Pacific*. Report to U.S. Dept of Commerce, Seattle, Washington. 57 pp.
- Calambokidis, J., Barlow, J., Flynn, K., Dobson, E., and Steiger, G.H. 2017a. [Update on abundance, trends, and migrations of humpback whales along the US West Coast](#). Report to the International Whaling Commission SC/A17/NP/13.

-
- Calambokidis, J., Laake, J., and Perez, A. 2017b. [Updated analysis of abundance and population structure of seasonal gray whales in the Pacific Northwest, 1996-2015](#). Report to the International Whaling Commission SC/A17/GW/05.
- Calambokidis, J., Fahlbush, J.A., Szesciorka, A.R., Southall, B.L., Cade, D.E., Friedlaender, A.S., and Goldbogen, J.A. 2019. [Differential vulnerability to ship strikes between day and night for blue, fin, and humpback whales based on dive and movement data from medium duration archival tags](#). *Frontiers in Marine Science* 6, 543.
- COSEPAC. 2017. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la baleine grise \(*Eschrichtius robustus*\), population migratrice du Pacifique Nord, population du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique, population du Pacifique Ouest, au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, xxiii + 83 p.
- COSEPAC. 2019. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le rorqual commun \(*Balaenoptera physalus*\), population de l'Atlantique et population du Pacifique, au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, xvi + 80 p.
- COSEPAC. 2022. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le rorqual à bosse \(*Megaptera novaeangliae kuzira*\), population du Pacifique Nord, au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, xii + 69 p.
- Craig, A.S., Herman, L.M., Gabriele, C.M., and Pack, A.A. 2003. [Migratory timing of humpback whales \(*Megaptera novaeangliae*\) in the central North Pacific varies with age, sex and reproductive status](#). *Behaviour*, 140: 981–1001.
- Dalla Rosa, L., Ford, J.K.B., and Trites, A.W. 2012. [Distribution and relative abundance of humpback whales in relation to environmental variables in coastal British Columbia and adjacent waters](#). *Continental Shelf Research*, 36: 89–104.
- Darling, J.D. 1984. Gray whales off Vancouver Island, British Columbia. In M.L. Jones, S. L. Swartz, and S. Leatherwood Eds. *The Gray Whale* pp. 267-287. Academic Press.
- Darling, J.D., Keogh, K.E., and Steeves, T.E. 1998. [Gray whale \(*Eschrichtius robustus*\) habitat utilization and prey species off Vancouver Island, B.C.](#) *Marine Mammal Science*, 14: 692-720.
- Dolphin, W.F. 1987. [Dive behavior and estimated energy expenditure of foraging humpback whales in southeast Alaska](#). *Canadian Journal of Zoology*, 65: 354–362.
- Doniol-Valcroze, T., Lesage, V., Giard, J., and Michaud, R. 2012. [Challenges in marine mammal habitat modelling: evidence of multiple foraging habitats from the identification of feeding events in blue whales](#). *Endangered Species Research*, 17: 255-268.
- Doniol-Valcroze, T., Gosselin, J.-F., Pike, D., and Lawson, J. 2015. [Spatial modelling of narwhal density in fiords during the 2013 High Arctic Cetacean Survey \(HACS\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/059. v + 31 p.
- Doniol-Valcroze, T., Nichol, L., Wright, B., Stredulinsky, E., Spaven, L., et Abernethy, R. 2024. [Estimations de l'abondance des cétacés provenant du relevé international de la mégafaune marine dans la région du Pacifique de 2018](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/043. iv + 36 p.
- Elliser, C.R., and Hall, A.M. 2021. [Return of the Salish Sea Harbor Porpoise, *Phocoena phocoena*: Knowledge gaps, current research, and what we need to do to protect their future](#). *Frontiers in Marine Science*, 8: 1–18.
-

-
- Elliser, C.R., White, K.H., and Hansen, M.C. 2025. [Resident harbor porpoises \(*Phocoena phocoena vomerina*\) in the Salish Sea: Photo-identification shows long-term site fidelity, natal philopatry, and provides insights into longevity and behavior](#). *Oceans*, 6(1): 9.
- Ford, J.K.B. 2014. Marine Mammals of British Columbia. Royal BC Museum Handbook, Mammals of BC, volume 6. Royal BC Museum, Victoria. 460 pp.
- Ford, J.K.B., Durban, J.W., Ellis, G.M., Towers, J.R., Pilkington, J.F., Barrett-Lennard, L.G., and Andrews, R.D. 2013a, [New insights into the northward migration route of gray whales between Vancouver Island, British Columbia, and southeastern Alaska](#). *Marine Mammal Science*, 29: 325-337.
- Ford, J.K.B., Ellis, G.M., and Stredulinsky, E.H., 2013b. [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.
- Ford, J.K., Pilkington, J.F., Reira, A., Otsuki, M., Gisborne, B., Abernethy, R.M., Stredulinsky, E.H., Towers, J.R., and Ellis, G.M., 2017. [Habitats of special importance to resident killer whales \(*Orcinus orca*\) off the West Coast of Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/035. viii + 57 p.
- Foreman, M.G.G., Crawford, W.R., Cherniawsky, J.Y., Henry, R.F. and Tarbotton, M.R. 2000. [A high-resolution assimilating tidal model for the northeast Pacific Ocean](#). *Journal of Geophysical Research* 105(C12): 28629-28651.
- Frankish, C.K., von Benda-Beckmann, A.M., Teilmann, J., Tougaard, J., Dietz, R., Sveegaard, S., Binnerts, B., de Jong, C.A.F., and Nabe-Nielsen, J. 2023. [Ship noise causes tagged harbour porpoises to change direction or dive deeper](#). *Marine Pollution Bulletin*, 197: 115755.
- Gavrillchuk, K., et Doniol-Valcroze, T. 2021. [Évaluation du potentiel de rétablissement de la baleine grise \(*Eschrichtius robustus*\) : groupe s'alimentant sur la côte du Pacifique et population du Pacifique Ouest dans les eaux canadiennes](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/020. v + 58 p.
- Gouvernement du Canada. 2024. [Mesures de gestion de 2024 afin de protéger les épaulards résidents du Sud](#).
- Green, G.A., Brueggeman, J.J., Grotefendt, R.A., and Bowlby, C.E. 1995. [Offshore distances of gray whales migrating along the Oregon and Washington coasts, 1990](#). *Northwest Science*, 69: 223–227.
- Hall, A.M. 2004. Seasonal abundance, distribution and prey species of Harbor Porpoise (*Phocoena phocoena*) in southern Vancouver Island waters [Unpublished master's thesis]. University of British Columbia.
- Hall, A.M. 2011. Foraging behaviour and reproductive season habitat selection of northeast Pacific porpoises [Unpublished PhD thesis]. University of British Columbia.
- Hammill, M.O., Stenson, G.B., Doniol-Valcroze, T., and Lang, S.L.C. 2024. [Application of the precautionary approach to the management of marine mammals in northern Canada](#). NAMMCO Scientific Publications, 13.
- Hauser, D.D., Logsdon, M.G., Holmes, E.E., VanBlaricom, G.R., and Osborne, R.W. 2007. [Summer distribution patterns of Southern Resident killer whales *Orcinus orca*: core areas and spatial segregation of social groups](#). *Marine Ecology Progress Series*, 351: 301-310.
-

-
- Hartig, F. 2024. DHARMA: Residual diagnostics for hierarchal (multi-level/ mixed) regression models. R package version 0.4.7.
- Hedley, S.L., and Buckland, S.T. 2004. [Spatial models for line transect sampling](#). Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics, 9(2): 181–199.
- Heise, K.A. 1996. Life history parameters of the Pacific white-sided dolphin (*Lagenorhynchus obliquidens*) and its diet and occurrence in the coastal waters of British Columbia. [Unpublished M.Sc. Thesis]. University of British Columbia, Vancouver, BC.
- Hijmans R (2025). raster: [Geographic Data Analysis and Modeling](#). R package version 3.6-32.
- Horn, B.K.P. 1981. [Hill shading and the reflectance map](#). Proceedings of the Institute of Electrical and Electronics Engineers, 69:14-47.
- Howe, E.J., Buckland, S.T., Després-Einspenner, M.L., and Kühl, H.S. 2019. [Model selection with overdispersed distance sampling data](#). Methods in Ecology and Evolution, 10(1): 38–47.
- Huang, B., Liu, C., Banzon, V., Freeman, E., Graham, G., Hankins, B., Smith, T., and Zhang, H.M. 2021. Improvements of the Daily Optimum Interpolation Sea Surface Temperature (DOISST) Version 2.1. Journal of Climate, 34: 2923-2939. doi: [10.1175/JCLI-D-20-0166.1](#).
- Jansen, J., Woolley, S.N.C., Dunstan, P.K., Foster, S.D., Hill, N.A., Haward, M., and Johnson, C.R. 2022. Stop ignoring map uncertainty in biodiversity science and conservation policy. Nature Ecology & Evolution, 6: 828–829.
- Jensen, A.S., and Silber, G.K. 2003. Large Whale Ship Strike Database. U.S. Department of Commerce. NOAA Technical Memorandum. NMFS-OPR-25. 37 pp.
- Jefferson, T.A., Smultea, M.A., Courbis, S.S., and Campbell, G.S. 2016. [Harbor porpoise *Phocoena phocoena* recovery in the inland waters of Washington: estimates of density and abundance from aerial surveys, 2013-2015](#). Canadian Journal of Zoology, 94: 505-515.
- Joy, R., Tollit, D., Wood, J., MacGillivray, A., Li, Z., Trounce, K., and Robinson, O. 2019. [Potential benefits of vessel slowdowns on endangered Southern Resident killer whales](#). Frontiers in Marine Science, 6.
- Keen, E.M., Mahony, É.O., Nichol, L.M., Wright, B.M., Shine, C., Hendricks, B., Meuter, H., Alidina, H.M., and Wray, J. 2023. [Ship-strike forecast and mitigation for whales in Gitga’at First Nation territory](#). Endangered Species Research, 51: 31–58.
- Keen, E.M., Scales, K.L., Rone, B.K., Hazen, E.L., Falcone, E.A., and Schorr, G.S. 2019. [Night and day: diel differences in ship strike risk for fin whales \(*Balaenoptera physalus*\) in the California current system](#). Frontiers in Marine Science, 6: 730.
- Keple, A.R. 2002. Seasonal abundance and distribution of marine mammals in the southern Strait of Georgia, British Columbia [Unpublished master’s thesis]. University of British Columbia.
- Majewski, S. P. et Ellis, G.M. 2022. [Abondance et répartition du phoque commun \(*Phoca vitulina*\) dans le détroit de Georgie, en Colombie-Britannique; synthèse du relevé aérien de 2014 et tendances à long terme](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/060. iv + 60 p.
- Majewski, S., Szaniszló, W., Nordstrom, C.A., Abernethy, R. M., et Tucker, S. 2024. [Abondance et répartition de l’otarie de Steller \(*Eumetopias jubatus*\) en Colombie-Britannique : mise à jour d’après les relevés aériens de 2016-2017](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/047. iv + 30 p.
-

-
- Marcoux, M., Montsion, L.M., Dunn, J.B., Ferguson, S.H., et Matthews, C.J.D. 2019. [Estimation de l'abondance du stock estival de narvals \(*Monodon Monoceros*\) dans le détroit d'Éclipse à partir d'un relevé photographique aérien effectué en 2016](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/028. iv + 17 p.
- Marques, T.A., and Buckland, S.T. 2003. [Incorporating covariates into standard line transect analyses](#). Biometrics, 59: 924–35.
- Marques, T.A., Thomas, L., Fancy, S.G., and Buckland, S.T. 2007. [Improving estimates of bird density using multiple-covariate distance sampling](#). The Auk, 124(4): 1229.
- Marra, G., and Wood, S.N. 2011. [Practical variable selection for generalized additive models](#). Computational Statistics and Data Analysis, 55: 2372-2387.
- Marshall, L., and Rexstad, E. 2021. Distance sampling survey design. R package version 0.3.1.
- Mayaud, R., Peel, D., Smith, J.N., Wilson, C., and Nash, S.B. 2024. [The need to consider recreational vessels in risk assessments of vessel strikes to humpback whales \(*Megaptera novaeangliae*\)](#). Ocean and Coastal Management, 259(October): 107419.
- McMillan, C.J., Ford, J.K.B., Cheeseman, T., Calambokidis, J., Audley, K., Birdsall, C., Byington, J.K., Currie, J., Darling, J.D., De Weerd, J., Doe, N., Doniol-Valcroze, T., Dracott, K., Finn, R., Frisch-Jordán, A., Gabriele, C., Goodwin, B., Hildering, J., Jones, M., Lyman, E., Malleson, M., Martinez Loustalot, P., Pack, A.A., Quintana-Rizzo, E., Ransome, N., Shaw, T.J.H., Stack, S., Urbán R., J., Wray, J., Wright, B.M., and Yano, K.M. 2023. [Spatial patterns in the migratory destinations of humpback whales \(*Megaptera novaeangliae*\) encountered in Canadian Pacific waters, based on photo-identification data and ocean basin-wide collaboration](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3519: v + 27 p.
- McMillan, C.J., Keppel, E.A., Spaven, L.D., and Doniol-Valcroze, T. 2022. [Preliminary report on the seasonal abundance and distribution of cetaceans in the southern Salish Sea in response to TMX Recommendations 5 and 6](#). Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 3474, Fisheries and Oceans Canada.
- McMillan, C.J., Keppel, E.A., Spaven, L.D., Hrushowy, S.M., and Doniol-Valcroze, T. 2025. [Seasonal abundance and distribution of cetaceans in a high traffic shipping corridor](#). Marine Mammal Science, e70061.
- Meynecke, J.O., de Bie, J., Barraqueta, J.L.M., Seyboth, E., Dey, S.P., Lee, S.B., Samanta, S., Vichi, M., Findlay, K., Roychoudhury, A., and Mackey, B. 2021. [The role of environmental drivers in humpback whale distribution, movement and behavior: A Review](#). Frontiers in Marine Science, 8 (November).
- Miller, D.L. 2017. Distance: Distance sampling detection function and abundance estimation. R package version 0.9.7.
- Miller D.L., Becker E.A., Forney K.A., Roberts J.J., Cañadas A., and Schick, R.S. 2022. [Estimating uncertainty in density surface models](#). PeerJ, 10:e13950.
- Miller, D.L., Burt, M.L., Rexstad, E.A., and Thomas, L. 2013. [Spatial models for distance sampling data: recent developments and future directions](#). Methods in Ecology and Evolution, 4:1001-1010.
- Miller, D.L., Rexstad, E., Thomas, L., Marshall, L., and Laake, J.L. 2019. [Distance sampling in R](#). Journal of Statistical Software, 89(1): 1–28.
- 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.
-

-
- Nichol, L.M., Hall, A.M., Ellis, G.M., Stredulinsky, E., Boogaards, M., and Ford, J.K.B. 2013. [Dietary overlap and niche partitioning of sympatric harbor porpoises and Dall's porpoises in the Salish Sea](#). Progress in Oceanography, 115: 202-210.
- Nichol, L.M., Wright, B.M., O'Hara, P., and Ford, J.K.B. 2017. [Assessing the risk of lethal ship strikes to humpback \(*Megaptera novaeangliae*\) and fin \(*Balaenoptera physalus*\) whales off the west coast of Vancouver Island, Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/007. vii + 33 p.
- NOAA CoastWatch and NOAA NESDIS Ocean Color Science Team. 2024-11-26. Chlorophyll (Gap-filled DINEOF), NOAA S-NPP NOAA-20 VIIRS and Copernicus S-3A OLCI, Science Quality, Global 2km, 2018-recent, Daily. National Centers for Environmental Information (NCEI). [Downloaded from ERDDAP](#).
- NOAA CoastWatch and NOAA Center for Satellite Applications and Research. 2024-12-17. Chlorophyll, NOAA S-NPP VIIRS, Science Quality, Global 4km, Level 3, 2012-present, Weekly. National Centers for Environmental Information (NCEI). [Downloaded from ERDDAP](#).
- NOAA PSL 2024-11-27. [OISST V2 High Resolution Dataset](#). NOAA Physical Sciences Laboratory, Boulder, Colorado, USA.
- Office national de l'énergie. 2019. Rapport de réexamen - Trans Mountain Pipeline ULC - MH-052-2018.
- Olesiuk, P.F. 2018. [Recent trends in abundance of Steller sea lions \(*Eumetopias jubatus*\) in British Columbia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/006. v + 67 p.
- Olson, J.K., Wood, J., Osborne, R.W., Barrett-Lennard, L., and Larson, S. 2018. [Sightings of Southern Resident killer whales in the Salish Sea 1976–2014: the importance of a long-term opportunistic dataset](#). Endangered Species Research, 37: 105-118.
- Pêches et Océans Canada. 2009. Plan de gestion du marsouin commun du Pacifique (*Phocoena phocoena*) au Canada. Série des plans de gestion de la Loi sur les espèces en péril, Pêches et Océan Canada.
- Perryman, W.L., Donahue, M.A., Perkins, P.C., and Reilly, S.B. 2002. [Gray whale calf production 1994–2000: are observed fluctuations related to changes in seasonal ice cover?](#) Marine Mammal Science, 18(1): 121–144.
- Pigneault, R., Ruser, A., Ramírez-Martínez, N.C., Geelhoed, S.C.V., Haelters, J., Nachtsheim, D.A., Schaffeld, T., Sveegaard, S., Siebert, U., and Gilles, A. 2024. [Maritime traffic alters distribution of the harbour porpoise in the North Sea](#). Marine Pollution Bulletin, 208: 116925.
- Poole, M.M. 1984. Migration corridors of gray whales along the central California coast, 1980–1982. In M. L. Jones, S. L. Swartz, and S. Leatherwood Eds., The Gray Whale, *Eschrichtius robustus*. Pp. 389-407. Academic Press.
- R Core Team. 2023. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rechsteiner, E.U. 2012. Resting metabolism, energetics, and seasonal distribution of Pacific white-sided dolphins. [Unpublished M.Sc. Thesis]. University of British Columbia, Vancouver, BC.
- Riera, A., Pilkington, J.F., Ford, J.K.B., Stredulinsky, E.H., and Chapman, N.R. 2019. [Passive acoustic monitoring off Vancouver Island reveals extensive use by at-risk Resident killer whale \(*Orcinus orca*\) populations](#). Endangered Species Research, 39: 221-234.

-
- Rocchini, D., Hortal, J., Lengyel, S., Lobo, J. M., Jiménez-Valverde, A., Ricotta, C., Bacaro, G., and Chiarucci, A. 2011. [Accounting for uncertainty when mapping species distributions: The need for maps of ignorance](#). *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 35(2): 211-226.
- Ruete, A. 2015. [Displaying bias in sampling effort of data accessed from biodiversity databases using ignorance maps](#). *Biodiversity Data Journal*, 3: e5361.
- Schleimer, A., Ramp, C., Plourde, S., Lehoux, C., Sears, R., and Hammond, P.S. 2019. [Spatio-temporal patterns in fin whale *Balaenoptera physalus* habitat use in the northern Gulf of St. Lawrence](#). *Marine Ecology Progress Series*, 623: 221-234.
- Shelden, K.E.W., and Laake, J.L. 2002. [Comparison of the offshore distribution of southbound migrating gray whales from aerial survey data collected off Granite Canyon, California, 1979–96](#). *Journal of Cetacean Research and Management*, 4: 53–56.
- Simons, R.A., and John, C. 2022. [ERDDAP](#). Monterey, CA: NOAA/NMFS/SWFSC/ERD.
- Steckler, D., and Donlan, P. 2018. *Mysticetus LLC*. Version 2.0.
- Stredulinsky, E.H., Toews, S., Watson, J., Noren, D.P., Holt, M.M., and Thornton, S.J. 2023. [Delineating important killer whale foraging areas using a spatiotemporal logistic model](#). *Global Ecology and Conservation*, 48: e02726.
- Suchy, K.D., Olson, E., Allen, S.E., Galbraith, M., Herrmann, B.E.L., Keister, J.E., Perry, I.R., Sastri, A.R., and Young, K. 2023. [Seasonal and regional variability of model-based zooplankton biomass in the Salish Sea and evaluation against observations](#). *Progress in Oceanography* 219.
- Taylor, B.L., Wade, P.R., De Master, D.P., and Barlow, J. 2000. [Incorporating uncertainty into management models for marine mammals](#). *Conservation Biology*, 14(5):1243–1252.
- Thomas, L., Williams, R., and Sandilands, D. 2007. [Designing line transect surveys for complex survey regions](#). *Journal of Cetacean Research and Management*, 9: 1–13.
- Thompson, P.L., Anderson, S.C., Nephin, J., Robb, C.K., Proudfoot, B., Park, A.E., Haggarty, D.R., and Rubidge, E.M. 2023. [Integrating trawl and longline surveys across British Columbia improves groundfish distribution predictions](#). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 80(1): 195-210.
- Thornton, S.J., Toews, S., Burnham, R., Konrad, C.M., Stredulinsky, E., Gavrilchuk, K., Thupaki, P., et Vagle, S. 2022a. [Zones à risque élevé d'effets physiques et acoustiques liés aux navires dans l'habitat essentiel de l'épaulard résident du sud \(*Orcinus orca*\)](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/058. vii + 49 p.
- Thornton, S.J., Toews, S., Stredulinsky, E., Gavrilchuk, K., Konrad, C., Burnham, R., Noren, D. P., Holt, M.M., et Vagle, S. 2022b. [Répartition estivale de l'épaulard résident du sud \(*Orcinus orca*\) et utilisation de l'habitat dans le sud de la mer des Salish et dans la zone du banc Swiftsure \(2009 à 2020\)](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/037. vi + 62 p.
- Towers, J.R., Malleson, M., McMillan, C.J., Cogan, J., Berta, S., and Birdsall, C. 2018. [Occurrence of fin whales *Balaenoptera physalus* between Vancouver Island and continental North America](#). *Northwestern Naturalist*, 99: 49-57.
-

-
- Towers, J.R., McMillan, C.J., Malleson, M., Hildering, J., Ford, J.K.B., and Ellis, G.M. 2013. [Seasonal movements and ecological markers as evidence for migration of common minke whales photo-identified in the eastern North Pacific](#). Journal of Cetacean Research and Management, 13: 221-229.
- Towers, J.R., Sutton, G.J., Shaw, T.J.H., Malleson, M., Matkin, D., Gisborne, B., Forde, J., Ellifrit, D., Ellis, G.M., Ford, J.K.B., and Doniol-Valcroze, T. 2019. [Photo-identification catalogue, population status, and distribution of Bigg's killer whales known from coastal waters of British Columbia, Canada](#). Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 3311: vi + 299 p.
- Vagle, S., Burnham, R., Thupaki, P., Konrad, C., Toews, S., et Thornton, S.J. 2021. [Présence de navires et environnement acoustique dans l'habitat essentiel de l'épaulard résident du Sud \(*Orcinus orca*\) dans la zone de la mer des Salish et du banc Swiftsure](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/058. x + 70 p.
- Westgate, A.J., Read, A.J., Berggren, P., Koopman, H.N., and Gaskin, D.E. 1995. [Diving behaviour of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*](#). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 52(5): 1064-1073.
- Williams, R., and Thomas, L. 2007. [Distribution and abundance of marine mammals in the coastal waters of British Columbia, Canada](#). Journal of Cetacean Research and Management, 9: 15-28.
- Williams, R., Hedley, S.L., Branch, T.A., Bravington, M.V., Zerbini, A.N., and Findlay, K.P. 2011. [Chilean blue whales as a case study to illustrate methods to estimate abundance and evaluate conservation status of rare species](#). Conservation Biology, 25(3): 526–35.
- Wisniewska, D.M., Johnson, M., Teilmann, J., Siebert, U., Galatius, A., Dietz, R., and Madsen, P.T. 2018. [High rates of vessel noise disrupt foraging in wild harbor porpoises *Phocoena phocoena*](#). Proceedings of the Royal Society B, 285: 20172314.
- Wright, B.M., Nichol, L.M., et Doniol-Valcroze, T. 2021. [Modèles spatiaux de la densité des cétacés dans les eaux canadiennes du Pacifique fondés sur un relevé effectué par navire en 2018](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/049. viii + 49 p.

8. TABLEAUX

Tableau 1. Conditions environnementales documentées lors des relevés par transects linéaires.

Condition environnementale	Niveau	Définition
État de la mer selon l'échelle de Beaufort	0	Mer comme un miroir (calme, plane, hauteur de vague nulle, vent <1 nœud)
État de la mer selon l'échelle de Beaufort	1	Rides (très légère brise, aucune crête de vague, hauteur de vague de 0,1 m, vent de 1 à 3 nœuds)
État de la mer selon l'échelle de Beaufort	2	Petites vaguelettes (brise légère, crêtes d'apparence vitreuse, mais qui ne déferlent pas, hauteur de vague de 0,2 à 0,3 m, vent de 4 à 6 nœuds)
État de la mer selon l'échelle de Beaufort	3	Moutons épars (brise douce, grandes vaguelettes, hauteur de vague de 0,6 à 1 m, vent de 7 à 10 nœuds)
État de la mer selon l'échelle de Beaufort	4	Moutons fréquents (brise modérée, petites vagues, hauteur de 1 à 1,5 m, vent de 11 à 16 nœuds)
État de la mer selon l'échelle de Beaufort	5	Moutons nombreux/quelques embruns (brise fraîche, hauteur des vagues de 2 à 2,5 m, vent de 17 à 21 nœuds)
Couverture nuageuse	Ciel dégagé	Aucun nuage de 0° à +/-90° jusqu'à l'horizon
Couverture nuageuse	<25 %	Moins de 25 % du ciel est couvert de nuages de 0° à +/-90°
Couverture nuageuse	25 % à 50 %	Environ 25 % à 50 % du ciel est couvert de nuages de 0° à +/-90°
Couverture nuageuse	50 % à 75 %	Environ 50 % à 75 % du ciel est couvert de nuages de 0° à +/-90°
Couverture nuageuse	75 % à 99 %	Environ 75 % à 99 % du ciel est couvert de nuages de 0° à +/-90°
Couverture nuageuse	100 %	L'ensemble du ciel est couvert de nuages de 0° à +/-90°
Éblouissement	Aucun	Pas d'éblouissement
Éblouissement	Faible	Présence d'un éblouissement, mais il est possible de voir sans lunettes de soleil
Éblouissement	Important	Présence d'un éblouissement et il est impossible de voir sans lunettes de soleil
Précipitations	Ciel dégagé	Il n'y a pas de précipitations ou d'obstructions météorologiques de 0° à +/-90° jusqu'à l'horizon
Précipitations	Brouillard	Le brouillard est le phénomène qui décrit le mieux l'obstruction météorologique de 0° à +/-90° jusqu'à l'horizon
Précipitations	Brume	La brume est le phénomène qui décrit le mieux les précipitations de 0° à +/-90° jusqu'à l'horizon
Précipitations	Faible pluie	Faible pluie qui laisse de petites gouttelettes d'eau sur les jumelles, mais qui permet quand même aux observateurs de bien voir sans essuyage fréquent
Précipitations	Forte pluie	Forte pluie laissant des gouttelettes d'eau sur les jumelles, qui doivent être essuyées fréquemment

Condition environnementale	Niveau	Définition
Précipitations	Neige	La neige est le phénomène qui décrit le mieux les précipitations de 0° à +/-90° jusqu'à l'horizon
Précipitations	Brume sèche	La brume sèche est le phénomène qui décrit le mieux les conditions météorologiques de 0° à +/-90° (habituellement à l'horizon)
Précipitations	Fumée	La fumée est le phénomène qui décrit le mieux les conditions météorologiques de 0° à +/-90° jusqu'à l'horizon
Hauteur de la houle	Nulle	Aucune houle
Hauteur de la houle	Faible	Houle de <1 m
Hauteur de la houle	Modérée	Houle entre 1 et 2 m
Hauteur de la houle	Élevée	Houle de >2 m
Visibilité	Bonne	L'horizon est dégagé dans tout le champ de vision, de 0° à +/- 45°
Visibilité	Moyenne	L'horizon est partiellement obstrué de 0° à +/- 45°, mais la visibilité est d'au moins 2 milles marins.
Visibilité	Mauvaise	Visibilité inférieure à 2 milles marins de 0° à +/- 45°

Tableau 2. Covariables envisagées dans les fonctions de détection candidates pour le rorqual à bosse (RB), le marsouin commun (MC) et le marsouin de Dall (MD). Les catégories 1 à 3 indiquent comment les niveaux de covariables ont été regroupés pour les analyses, le cas échéant. « Aucune tendance claire » indique des covariables qui n'ont montré aucune relation avec les données sur la distance perpendiculaire pour l'espèce, et qui n'ont donc pas été envisagées dans les fonctions de détection candidates. Un « manque de données » indique que des covariables n'ont pas pu être envisagées dans les fonctions de détection candidates parce que les observations étaient insuffisantes à plus d'un niveau de covariable, peu importe la façon dont les données avaient été regroupées. « S.O. » = sans objet.

Espèce	Covariable	Catégorie 1	Catégorie 2	Catégorie 3	Commentaires
RB	Beaufort	S.O.	S.O.	S.O.	Aucune tendance claire
RB	Visibilité	Bonne, modérée	Mauvaise	-	-
RB	Houle	Houle	Aucune houle	-	-
RB	Éblouissement	Éblouissement	Aucun éblouissement	-	-
RB	Couverture nuageuse	S.O.	S.O.	S.O.	Aucune tendance claire
RB	Précipitations	Faible pluie, brume, neige	Brouillard, brume sèche, fumée	-	-
RB	Observateurs	Aucun regroupement	Aucun regroupement	Aucun regroupement	-
RB	Taille du groupe	S.O.	S.O.	S.O.	Aucune tendance claire
MC	Beaufort	0 et 1	2	>2	-
MC	Visibilité	Bonne	Modérée	-	Aucune observation quand la visibilité était mauvaise
MC	Houle	Houle	Aucune houle	-	-
MC	Éblouissement	Éblouissement	Aucun éblouissement	-	-
MC	Couverture nuageuse	Ciel dégagé	1 à 50 %	>50 %	-
MC	Précipitations	Faible pluie, brume, neige	Brouillard, brume sèche, fumée	-	-
MC	Observateurs	Aucun regroupement	Aucun regroupement	Aucun regroupement	-
MC	Taille du groupe	1	2	>2	-
MD	Beaufort	0 et 1	2	>2	-
MD	Visibilité	S.O.	S.O.	S.O.	Données insuffisantes
MD	Houle	Houle absente ou faible	Houle de > 1 m	-	-
MD	Éblouissement	Éblouissement	Aucun éblouissement	-	-
MD	Éblouissement	Aucun éblouissement ou éblouissement faible	Éblouissement important	-	-
MD	Couverture nuageuse	S.O.	S.O.	S.O.	Aucune tendance claire
MD	Précipitations	Précipitations	Absence de précipitations	-	-
MD	Observateurs	Aucun regroupement	Aucun regroupement	Aucun regroupement	-
MD	Taille du groupe	1	2	>2	-

Tableau 3. Covariables environnementales envisagées dans les modèles spatiaux candidats. Le « type » indique si la covariable a été considérée comme une valeur statique sur le plan temporel (c.-à-d. une seule valeur par segment) ou comme une valeur dynamique sur le plan temporel (c.-à-d. des valeurs mensuelles pour chaque segment).

Type	Nom de la covariable	Source de données	Définition
Statique	Profondeur (m)	Modèle d'élévation numérique de la Colombie-Britannique, résolution de 75 m x 75 m	Profondeur au point médian des segments de relevé.
Statique	Pente (radians)	Modèle d'élévation numérique de la Colombie-Britannique, résolution de 75 m x 75 m	Représente la pente du fond marin, estimée comme le taux de changement de la profondeur selon la méthode de Horn (Horn 1981) pour chaque cellule matricielle du modèle d'élévation numérique par rapport aux huit cellules voisines. La pente a été extraite pour le point médian de chaque segment de relevé à l'aide de la fonction « terrain » dans la matrice du progiciel R (Hijmans 2025), option = « slope » (en français, pente).
Statique	Rugosité (indice)	Modèle d'élévation numérique de la Colombie-Britannique, résolution de 75 m x 75 m	Moyenne des différences absolues entre la valeur de la profondeur d'une cellule matricielle et la valeur des huit cellules environnantes. Calculée pour le point médian des segments de relevé au moyen de la fonction « terrain » dans la matrice du progiciel R, option = « TRI » (Terrain Ruggedness Index; en français, indice de rugosité du terrain).
Statique	Distance jusqu'au rivage (km)	Carte côtière	Distance euclidienne jusqu'au rivage le plus proche du point médian des segments de relevé.
Statique	Valeur quadratique moyenne de la vitesse du courant de marée (m/s)	British Columbia Marine Conservation Atlas (Foreman <i>et al.</i> 2000)	Les valeurs modélisées représentent les vitesses du courant de marée moyennes (valeur quadratique moyenne) avec une résolution variable, allant d'un minimum de 80 m (zone côtière) à un maximum de 80 km (zone extracôtière). Elles ont été extraites au point médian des segments de relevé.
Statique	Distance jusqu'à la zone la plus proche où les courants de marée sont rapides (km)	British Columbia Marine Conservation Atlas (Foreman <i>et al.</i> 2000) – Valeurs modélisées classées en polygones représentant les zones où la vitesse du courant de marée est élevée	Distance euclidienne depuis le point médian des segments de relevé jusqu'au bord du polygone le plus proche représentant une zone où la vitesse de courant de marée est élevée (défini comme une vitesse de courant de marée de 0,332 à 2,801 m/s).

Type	Nom de la covariable	Source de données	Définition
Dynamique	Température de surface de la mer (TSM, en °C)	Données de l'ensemble de données à haute résolution NOAA OI SST V2 fournies par le Physical Sciences Laboratory de la NOAA (Boulder, Colorado, États-Unis), tirées du site Web https://psl.noaa.gov du Physical Sciences Laboratory de la NOAA (NOAA PSL 2024-11-27), et données de l'ensemble de données NOAA/OISST, à une résolution de 0,25° x 0,25° (Huang <i>et al.</i> 2021)	Moyenne mensuelle de la TSM pour chaque mois et chaque année tout au long de notre période d'étude, calculée au point médian des segments du relevé (Huang <i>et al.</i> 2021).
Dynamique	Concentration de chlorophylle a (chl a, en mg/cm ³)	Données fournies par le programme Coastwatch de la NOAA, équipe des sciences de la couleur de l'océan du National Environmental Satellite, Data, and Information Service (NESDIS; NOAA 2024-11-26), et le Center for Satellite Applications and Research (STAR) de la NOAA (NOAA 2024-12-17) par l'entremise du portail ERDDAP (Simons and John 2022)	La moyenne des données quotidiennes moyennes sur 2 km a été calculée pour chaque mois et chaque année de la période d'étude (NOAA 2024-11-26), à l'exception des données de janvier, qui étaient des données hebdomadaires sur 4 km (NOAA 2024-12-17), et de décembre, qui n'étaient pas disponibles. Les valeurs approximatives des données de décembre ont été estimées en calculant la moyenne des valeurs moyennes du mois de novembre précédent et du mois de janvier suivant.

Tableau 4. Effort de relevé par année et par mois, y compris le nombre de jours d'effort et la distance échantillonnée lors du relevé (km). Les saisons ont été définies comme suit : l'hiver (de janvier à mars); le printemps (d'avril à juin); l'été (de juillet à septembre); l'automne (d'octobre à décembre).

N° du relevé	Année	Mois	Saison	Date de début (UTC)	Date de fin (UTC)	Jours d'effort	Distance (km)
1	2020	Août/sept.	Été	2020/08/28	2020/09/13	5	303
2	2020	Oct.	Automne	2020/10/14	2020/10/20	6	339
3	2021	Janv.	Hiver	2021/01/19	2021/01/25	6	287
4	2021	Févr.	Hiver	2021/02/08	2021/02/13	4	170
5	2021	Mars	Hiver	2021/03/02	2021/03/06	4	273
6	2021	Avr.	Printemps	2021/04/23	2021/04/29	7	373
7	2021	Mai	Printemps	2021/05/14	2021/05/20	6	320
8	2021	Juin	Printemps	2021/06/04	2021/06/17	6	243
9	2021	Juill.	Été	2021/07/09	2021/07/14	6	249
10	2021	Août	Été	2021/08/20	2021/08/25	4	229
11	2021	Oct.	Automne	2021/10/13	2021/10/18	6	280
12	2021	Nov.	Automne	2021/11/17	2021/11/22	6	265
13	2022	Janv.	Hiver	2022/01/21	2022/01/27	6	235
14	2022	Févr.	Hiver	2022/02/09	2022/02/13	5	312
15	2022	Avr./mai	Printemps	2022/04/25	2022/05/01	6	357
16	2022	Juin	Printemps	2022/06/07	2022/06/11	5	273
17	2022	Juill.	Été	2022/07/19	2022/07/29	5	161
18	2022	Août	Été	2022/08/23	2022/08/28	5	251
19	2022	Sept.	Été	2022/09/20	2022/09/23	3	159
20	2022	Oct.	Automne	2022/10/03	2022/10/16	3	138
21	2022	Déc.	Automne	2022/12/04	2022/12/07	4	204
22	2023	Févr.	Hiver	2023/02/11	2023/02/16	5	245
23	2023	Mai	Printemps	2023/05/22	2023/05/29	6	354
24	2023	Juill.	Été	2023/07/16	2023/07/20	5	245
25	2023	Sept.	Été	2023/09/06	2023/09/14	6	291
26	2023	Nov.	Automne	2023/11/20	2023/11/28	9	506
27	2024	Mars	Hiver	2024/03/18	2024/03/26	8	561
28	2024	Juin	Printemps	2024/06/12	2024/06/19	7	508
29	2024	Août	Été	2024/08/06	2024/08/16	7	393

Tableau 5. Observations d'espèces de cétacés pendant l'effort de relevé, par année et par mois, avec les totaux mensuels pour toutes les années. « S.O. » indique les mois pendant lesquels aucun effort de relevé n'a été effectué. Les espèces observées comprennent le rorqual à bosse (RB), le marsouin commun (MC), le marsouin de Dall (MD), le marsouin dont l'espèce n'a pas été confirmée (MNC), l'épaulard de Bigg (E de Bigg), l'épaulard résident du sud (ERS), l'épaulard dont l'écotype n'a pas été confirmé (ENC), le dauphin à flancs blancs du Pacifique (DFBP), le rorqual commun (RC), la baleine grise (BG), le petit rorqual (PR).

Espèce	Année	Janv.	Févr.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juill.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Total
RB	Toutes les années	9	5	0	20	2	60	20	116	81	151	55	34	553
RB	2020	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	1	15	37	S.O.	S.O.	53
RB	2021	8	0	0	12	2	23	2	24	S.O.	42	22	S.O.	135
RB	2022	1	4	S.O.	8	S.O.	12	16	70	1	72	S.O.	34	218
RB	2023	S.O.	1	S.O.	S.O.	0	S.O.	2	S.O.	64	S.O.	33	S.O.	100
RB	2024	S.O.	S.O.	0	S.O.	S.O.	25	S.O.	22	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	47
MC	Toutes les années	33	29	121	94	170	235	97	197	241	178	78	56	1 529
MC	2020	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	8	108	104	S.O.	S.O.	220
MC	2021	13	11	59	69	67	23	17	31	S.O.	73	26	S.O.	389
MC	2022	20	15	S.O.	25	S.O.	56	16	86	61	1	S.O.	56	336
MC	2023	S.O.	3	S.O.	S.O.	103	S.O.	64	S.O.	64	S.O.	52	S.O.	286
MC	2024	S.O.	S.O.	62	S.O.	S.O.	156	S.O.	80	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	298
MD	Toutes les années	21	19	16	9	7	32	6	7	1	25	18	3	164
MD	2020	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	0	1	20	S.O.	S.O.	21
MD	2021	8	2	14	7	4	5	3	4	S.O.	4	4	S.O.	55
MD	2022	13	13	S.O.	2	0	8	2	1	0	1	S.O.	3	43
MD	2023	S.O.	4	S.O.	S.O.	3	S.O.	1	S.O.	0	S.O.	14	S.O.	22
MD	2024	S.O.	S.O.	2	S.O.	S.O.	19	S.O.	2	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	23
MNC	Toutes les années	0	2	2	2	2	1	0	0	0	5	0	0	14

<i>Espèce</i>	<i>Année</i>	<i>Janv.</i>	<i>Févr.</i>	<i>Mars</i>	<i>Avr.</i>	<i>Mai</i>	<i>Juin</i>	<i>Juill.</i>	<i>Août</i>	<i>Sept.</i>	<i>Oct.</i>	<i>Nov.</i>	<i>Déc.</i>	<i>Total</i>
MNC	2020	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	0	0	4	S.O.	S.O.	4
MNC	2021	0	1	2	2	1	0	0	0	S.O.	1	0	S.O.	7
MNC	2022	0	1	S.O.	0	S.O.	1	0	0	0	0	S.O.	0	2
MNC	2023	S.O.	0	S.O.	S.O.	1	S.O.	0	S.O.	0	S.O.	0	S.O.	1
E de Bigg	Toutes les années	0	0	4	1	0	2	3	2	3	2	1	0	18
E de Bigg	2020	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	0	1	0	S.O.	S.O.	1
E de Bigg	2021	0	0	4	0	0	1	1	0	S.O.	1	0	S.O.	7
E de Bigg	2022	0	0	S.O.	1	S.O.	1	0	1	2	1	S.O.	0	5
E de Bigg	2023	S.O.	0	S.O.	S.O.	0	S.O.	2	S.O.	0	S.O.	1	S.O.	3
E de Bigg	2024	S.O.	S.O.	0	S.O.	S.O.	0	S.O.	1	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	1
ERS	Toutes les années	8	0	5	0	0	2	0	1	0	3	2	0	21
ERS	2020	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	0	0	1	S.O.	S.O.	1
ERS	2021	7	0	0	0	0	0	0	1	S.O.	1	2	S.O.	11
ERS	2022	1	0	S.O.	0	S.O.	0	0	0	0	1	S.O.	0	2
ERS	2024	S.O.	S.O.	5	S.O.	S.O.	2	S.O.	0	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	7
ENC	Toutes les années	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	3
ENC	2022	0	0	S.O.	0	S.O.	0	1	0	0	1	S.O.	0	2
ENC	2023	S.O.	0	S.O.	S.O.	0	S.O.	0	S.O.	1	S.O.	0	S.O.	1
DFBP	Toutes les années	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
DFBP	2023	S.O.	0	S.O.	S.O.	0	S.O.	0	S.O.	1	S.O.	0	S.O.	1
RC	Toutes les années	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
RC	2021	0	0	0	0	0	0	0	1	S.O.	0	0	S.O.	1
BG	Toutes les années	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

<i>Espèce</i>	<i>Année</i>	<i>Janv.</i>	<i>Févr.</i>	<i>Mars</i>	<i>Avr.</i>	<i>Mai</i>	<i>Juin</i>	<i>Juill.</i>	<i>Août</i>	<i>Sept.</i>	<i>Oct.</i>	<i>Nov.</i>	<i>Déc.</i>	<i>Total</i>
BG	2024	S.O.	S.O.	1	S.O.	S.O.	0	S.O.	0	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	1
PR	Toutes les années	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
PR	2023	S.O.	0	S.O.	S.O.	0	S.O.	1	S.O.	0	S.O.	0	S.O.	1

Tableau 6. Comparaison entre les modèles de fonction de détection pour le rorqual à bosse qui sont bien soutenus (c.-à-d. ΔAIC [critère d'information d'Akaike] inférieur à cinq par rapport au meilleur modèle). La distance de troncature pour tous les modèles était de 1,65 km. Dans le tableau : formule = covariables dans le modèle; valeur de p CvM = valeur de p selon les tests de Cramer-von Mises; détectabilité moyenne = probabilité moyenne estimée de détecter un individu qui se trouve dans la zone de relevé; ET(délect. moyenne) = erreur-type de détectabilité moyenne; ΔAIC = différence de l'AIC par rapport au meilleur modèle. La fonction de détection choisie pour le rorqual à bosse est une fonction clé semi-normale avec la houle et la visibilité comme covariables; elle est indiquée en gras.

Fonction clé	Formule	Valeurs de p CvM	Détectabilité moyenne	ET (délect. moyenne)	ΔAIC
Semi-normale	~ Houle + visibilité	0,51	0,59	0,03	0
Semi-normale	~ Houle + visibilité + éblouissement	0,52	0,59	0,03	1,4
Semi-normale	~ Houle + visibilité + précipitations	0,52	0,59	0,03	2,0
Semi-normale	~ Houle + visibilité + observateurs	0,50	0,59	0,03	3,5
Semi-normale	~ Visibilité	0,57	0,60	0,03	4,5

Tableau 7. Comparaison entre les modèles de fonction de détection pour le marsouin commun qui sont bien soutenus (c.-à-d. ΔAIC [critère d'information d'Akaike] inférieur à cinq par rapport au meilleur modèle). Tous les modèles avaient une distance de troncature de 0,65 km. Dans le tableau : formule = covariables dans le modèle; χ^2 = valeur de p du chi carré; détectabilité moyenne = probabilité moyenne estimée de détecter un individu qui se trouve dans la zone de relevé; ET (délect. moyenne) = erreur-type de détectabilité moyenne; ΔAIC = différence de l'AIC par rapport au meilleur modèle. La fonction de détection choisie pour le marsouin commun est une fonction clé semi-normale comprenant une série de termes d'ajustement cosinus d'ordres 2 et 3; elle est indiquée en gras. « S.O. » = sans objet.

fonction clé	Formule	Valeur de p χ^2	Détectabilité moyenne	ET (délect. moyenne)	ΔAIC
Semi-normale	~ Beaufort + nuages + observateurs	1,04 e-07	0,58	0,01	0
Semi-normale cos 3	~1	0,07	0,48	0,02	2,1
Semi-normale	~ Beaufort + nuages	7,50 e-07	0,59	0,01	3,8
Uniforme cos 3	S.O.	0,04	0,50	0,02	4,2
Semi-normale	~ Beaufort + observateurs	1,75 e-06	0,59	0,01	4,4
Taux de risque	~ Beaufort + observateurs	4,00 e-04	0,50	0,03	4,7

Tableau 8. Comparaison entre les modèles de fonction de détection pour le marsouin de Dall qui sont bien soutenus (c.-à-d. ΔAIC [critère d'information d'Akaike] inférieur à cinq par rapport au meilleur modèle). Tous les modèles ont été tronqués à droite, à une distance de 0,80 km. Dans le tableau : formule = covariables dans le modèle; valeur de p CvM = valeur de p selon les tests de Cramer-von Mises; détectabilité moyenne = probabilité moyenne estimée de détecter un individu qui se trouve dans la zone de relevé; ET(délect. moyenne) = erreur-type de détectabilité moyenne; ΔAIC = différence de l'AIC par rapport au meilleur modèle. La fonction de détection choisie pour le marsouin de Dall est une fonction clé semi-normale avec la houle et l'éblouissement comme covariables; elle est indiquée en gras. « S.O. » = sans objet.

Fonction clé	Formule	Valeurs de p CvM	Détectabilité moyenne	ET (délect. moyenne)	ΔAIC
Semi-normale	~ Éblouissement + houle	0,40	0,57	0,04	0
Taux de risque	~ Éblouissement + houle	0,80	0,37	0,09	0,46
Semi-normale	~ Éblouissement	0,40	0,57	0,04	0,53
Semi-normale	~ 1	0,39	0,58	0,04	0,58
Uniforme cos 1	S.O.	0,38	0,58	0,03	0,71
Taux de risque	~ Houle	0,73	0,38	0,09	0,88
Semi-normale	~ Éblouissement + houle + Beaufort	0,40	0,57	0,04	2,0
Taux de risque	~ Éblouissement + houle + précipitations	0,74	0,38	0,09	2,1
Taux de risque	~ Éblouissement + houle + Beaufort	0,79	0,37	0,09	2,4
Semi-normale	~ Éblouissement + houle + taille du groupe	0,38	0,57	0,04	2,4
Semi-normale	~ Éblouissement + houle + précipitations	0,42	0,57	0,04	2,9
Taux de risque	~1	0,51	0,43	0,08	3,3
Taux de risque	~ Éblouissement + houle + taille du groupe	0,76	0,36	0,09	3,4
Semi-normale	~ Éblouissement + houle + taille du groupe	0,41	0,57	0,04	3,5
Taux de risque	~ Éblouissement + houle + taille du groupe	0,80	0,37	0,09	4,3

Tableau 9. Modèles additifs généralisés candidats qui ont été envisagés pour le rorqual à bosse, après la suppression des termes colinéaires, des termes ayant une concurvité   lev  e avec l'outil de lissage spatial et des termes pour lesquels le nombre de degrés de liberté effectifs est inférieur à un. Les modèles sélectionnés pour chaque saison (hiver = de janvier à mars; printemps = d'avril à juin; été = de juillet à septembre; automne = d'octobre à décembre) sont indiqués en gras. « Famille » indique la distribution de probabilité de chaque modèle, soit binomiale négative (BN) ou Tweedie (TW). Les termes considérés comme des outils de lissage sont inclus avec leurs degrés de liberté effectifs respectifs. Dans le tableau : « tsm » = température de surface de la mer; « r. carr  e pente » = racine carr  e de la pente; « r. carr  e chl » = racine carr  e de la concentration de chlorophylle a; « chl » = concentration de chlorophylle a; « S.O. » = sans objet. « Base » indique le type de spline de lissage utilisé pour chaque terme lisse dans le modèle, soit les splines de régression « plaques minces » pénalisées (ts) ou les splines de Duchon (ds). La densité estim  e par km   pour l'ensemble de la zone d'étude et le coefficient de variation (CV) connexe sont inclus pour chaque modèle candidat.

Saison	Famille	Outils de lissage	Termes linéaires/facteurs	Base	��AIC	��BIC	Densité	CV
Hiver	BN	s(x,y; 1,48), s(tsm; 1,4)	S.O.	ds	0,0	8,7	0,004	0,44
Hiver	BN	s(x,y; 1,49)	S.O.	ds	0,5	0,0	0,004	0,42
Hiver	BN	s(x,y; 1,52)	S.O.	ts	0,6	0,3	0,004	0,42
Hiver	TW	s(x,y; 1,46), s(tsm; 1,4)	S.O.	ds	0,0	8,3	0,004	0,38
Hiver	TW	s(x,y; 1,52)	S.O.	ts	0,5	0,0	0,004	0,36
Hiver	TW	s(x,y; 2,45)	S.O.	ds	1,8	9,2	0,004	0,36
Printemps	BN	s(x,y; 8,29)	mois	ds	0,0	0,0	0,022	0,36
Printemps	BN	s(x,y; 7,41)	mois	ts	3,5	1,6	0,022	0,22
Printemps	BN	s(x,y; 7,71), s(tsm; 2,3)	S.O.	ds	14,4	22,0	0,020	0,22
Printemps	BN	s(x,y; 6,47)	tsm	ts	15,6	3,7	0,022	0,23
Printemps	BN	s(x,y; 8,27)	S.O.	ds	20,9	11,2	0,023	0,21
Printemps	BN	s(x,y; 7,14)	S.O.	ts	24,4	11,1	0,024	0,22
Printemps	TW	s(x,y; 9,13), s(r. carr��e pente; 1,13)	mois	ds	0,0	8,6	0,024	0,14
Printemps	TW	s(x,y; 8,94)	mois	ds	1,2	0,0	0,023	0,17
Printemps	TW	s(x,y; 7,89)	mois	ts	5,2	1,4	0,024	0,15
Printemps	TW	s(x,y; 8;13), s(r. carr��e pente; 1,07), s(tsm; 2,41)	S.O.	ds	16,4	31,3	0,023	0,18
Printemps	TW	s(x,y; 6,92)	tsm	ts	18,8	4,9	0,024	0,17
Printemps	TW	s(x,y; 9,3)	S.O.	ds	26,4	18,8	0,024	0,13
Printemps	TW	s(x,y; 7,9)	S.O.	ts	31,4	20,1	0,024	0,17
��t��	BN	s(x,y; 13,8)	r. carr��e tsm, année	ds	0,0	28,0	0,081	0,24
��t��	BN	s(x,y; 12,6)	r. carr��e tsm, année	ts	0,5	22,0	0,082	0,25
��t��	BN	s(x,y; 12,1)	mois, année	ds	3,7	28,7	0,063	0,21
��t��	BN	s(x,y; 10,8)	mois, année	ts	4,5	22,9	0,065	0,22
��t��	BN	s(x,y; 11,1)	S.O.	ds	14,7	5,5	0,063	0,18
��t��	BN	s(x,y; 9,9)	S.O.	ts	15,1	0,0	0,065	0,19
��t��	TW	s(x,y; 15,4), s(r. carr��e chl; année 7)		ds	0,0	40,5	0,089	0,28

Saison	Famille	Outils de lissage	Termes linéaires/facteurs	Base	ΔAIC	ΔBIC	Densité	CV
Été	TW	s(x,y; 14,9), s(r. carrée chl; année, mois 6,07)		ds	0,5	46,5	0,078	0,22
Été	TW	s(x,y; 20,2), s(r. carrée tsm; 5,73)	année	ds	3,5	71,4	0,094	0,28
Été	TW	s(x,y; 13,1), s(r. carrée chl; année, mois 5,73)		ts	4,7	42,7	0,087	0,2
Été	TW	s(x,y; 15,7)	r. carrée tsm, année	ts	14,7	21,0	0,090	0,31
Été	TW	s(x,y; 12,5)	S.O.	ds	41,0	9,3	0,067	0,15
	TW	s(x,y; 10,7)	S.O.	ts	42,0	0,0	0,068	0,15
Automne	BN	s(x,y; 22), s(chl; 6,85)	mois	ds	0,0	38,7	0,138	0,29
Automne	BN	s(x,y; 21,3)	année	ts	8,3	3,7	0,096	0,33
Automne	BN	s(x,y; 20,6)	mois	ts	10,6	0,0	0,118	0,26
Automne	BN	s(x,y; 20,5), s(tsm; 1,35)	année	ds	16,6	33,7	0,092	0,26
Automne	BN	s(x,y; 21,4)	tsm	ts	20,7	8,2	0,104	0,21
Automne	BN	s(x,y; 20,4)	tsm	ds	21,8	5,2	0,107	0,21
Automne	BN	s(x,y; 21,5)	S.O.	ts	25,4	10,1	0,087	0,17
Automne	BN	s(x,y; 20,9)	S.O.	ds	31,0	23,1	0,088	0,17
Automne	TW	s(x,y; 27,7), s(chl; 8,26)	mois	ts	0,0	27,4	0,149	0,23
Automne	TW	s(x,y; 28,1), s(chl; 7,91)	mois	ds	0,6	31,5	0,149	0,23
Automne	TW	s(x,y; 27,7), s(tsm; 1,74), s(chl; 7,51)	année	ds	7,6	54,6	0,102	0,19
Automne	TW	s(x,y; 26,8)	tsm, année	ts	15,9	4,8	0,102	0,18
Automne	TW	s(x,y; 26,5)	tsm, mois	ts	17,2	0,0	0,114	0,2
Automne	TW	s(x,y; 26,6)	année	ts	20,1	3,2	0,110	0,24
Automne	TW	s(x,y; 26,6)	année	ds	20,5	5,0	0,110	0,24
Automne	TW	s(x,y; 26,7)	mois	ts	23,4	2,4	0,143	0,23
Automne	TW	s(x,y; 26,8)	mois	ds	26,4	13,1	0,144	0,23
Automne	TW	s(x,y; 25,8), s(chl; 1,98)	tsm	ds	42,2	26,4	0,122	0,19
Automne	TW	s(x,y; 26)	tsm	ts	45,2	16,4	0,122	0,16
Automne	TW	s(x,y; 26,1)	S.O.	ts	51,8	19,5	0,103	0,13
Automne	TW	s(x,y; 26,2)	S.O.	ds	54,2	27,9	0,104	0,13

Tableau 10. Modèles additifs généralisés candidats qui ont été envisagés pour le marsouin commun, après la suppression des termes colinéaires, des termes ayant une concurvité élevée avec l'outil de lissage spatial et des termes pour lesquels le nombre de degrés de liberté effectifs est inférieur à un. Les modèles sélectionnés pour chaque saison (hiver = de janvier à mars; printemps = d'avril à juin; été = de juillet à septembre; automne = d'octobre à décembre) sont indiqués en gras. « Famille » indique la distribution de probabilité de chaque modèle, soit binomiale négative (BN) ou Tweedie (TW). Les termes considérés comme des outils de lissage sont inclus avec leurs degrés de liberté effectifs respectifs. Dans le tableau : « tsm » = température de la surface de la mer; « r. carrée moyenne » = racine carrée de la moyenne; « r. carrée moyenne chl » = racine carrée de la concentration moyenne de chlorophylle a; « moyenne chl » = concentration moyenne de chlorophylle a; « logrug » = rugosité logarithmique; « log moyenne chl » = logarithme de la concentration moyenne de chlorophylle a; « S.O. » = sans objet. « Base » indique le type de spline de lissage utilisé pour chaque terme lisse dans le modèle, soit les splines de régression « plaques minces » pénalisées (ts) ou les splines de Duchon (ds). La densité estimée par km² pour l'ensemble de la zone d'étude et le coefficient de variation (CV) connexe sont inclus pour chaque modèle candidat.

Saison	Famille	Outils de lissage	Termes linéaires/facteurs	Base	ΔAIC	ΔBIC	Densité	CV
Hiver	BN	s(x,y; 10,4), s(tsm; 4,92)	S.O.	ds	0,0	28,0	0,224	0,38
Hiver	BN	s(x,y; 8,43), s(tsm; 4,81)	S.O.	ts	2,0	20,6	0,227	0,38
Hiver	BN	s(x,y; 8,73), s(r. carrée moyenne chl; 1,62)	mois	ds	3,9	17,9	0,186	0,36
Hiver	BN	s(x,y; 6,91)	mois	ts	7,4	0,0	0,187	0,29
Hiver	BN	s(x,y; 7,47)	r. carrée moyenne chl, année	ts	11,5	19,0	0,172	0,38
Hiver	BN	s(x,y; 10,8)	S.O.	ds	26,7	31,8	0,159	0,19
Hiver	BN	s(x,y; 8,86)	S.O.	ts	27,2	21,8	0,163	0,17
Hiver	TW	s(x,y; 13,2), s(r. carrée moyenne; 1,9)	mois	ds	0,0	15,6	0,197	0,30
Hiver	TW	s(x,y; 11,1)	r. carrée moyenne chl, mois	ts	2,6	0,0	0,201	0,28
Hiver	TW	s(x,y; 11,5)	mois	ts	7,5	1,5	0,185	0,23
Hiver	TW	s(x,y; 13,5)	mois	ds	7,6	15,1	0,182	0,22
Hiver	TW	s(x,y; 12,6)	S.O.	ts	32,3	20,2	0,174	0,14
Hiver	TW	s(x,y; 14,1)	S.O.	ds	35,1	38,7	0,171	0,14
Printemps	BN	s(x,y; 5,89), s(moyenne chl; 1,74)	log pente	ts	0,0	10,7	0,405	0,16
Printemps	BN	s(x,y; 7,6)	logrug	ds	2,1	7,6	0,387	0,11
Printemps	BN	s(x,y; 7,66)	log pente	ds	3,4	9,6	0,385	0,11
Printemps	BN	s(x,y; 5,37)	logrug	ts	3,8	0,0	0,390	0,11
Printemps	BN	s(x,y; 4,8)	log pente, année	ts	4,6	11,6	0,413	0,21
Printemps	BN	s(x,y; 5,32)	log pente	ts	5,1	0,9	0,389	0,11
Printemps	BN	s(x,y; 8,78)	S.O.	ds	13,8	25,6	0,358	0,10
Printemps	BN	s(x,y; 4,46)	S.O.	ts	15,4	0,3	0,368	0,10
Printemps	TW	s(x,y; 8,38), s(moyenne chl; 2,15)	log pente	ts	0,0	9,2	0,409	0,13
Printemps	TW	s(x,y; 21,4)	S.O.	ds	1,4	67,2	0,361	0,09

Saison	Famille	Outils de lissage	Termes linéaires/facteurs	Base	ΔAIC	ΔBIC	Densité	CV
Printemps	TW	s(x,y; 14,2), s(logrug; 0,953)	S.O.	ds	4,5	43,0	0,390	0,09
Printemps	TW	s(x,y; 8,45)	logrug	ts	4,6	0,0	0,396	0,09
Printemps	TW	s(x,y; 14,5)	log pente	ds	5,8	46,4	0,390	0,09
Printemps	TW	s(x,y; 8,62)	log pente	ts	6,5	3,8	0,394	0,09
Printemps	TW	s(x,y; 17)	S.O.	ts	11,0	60,4	0,363	0,09
Été	BN	s(x,y; 22,8), s(tsm; 2,14), s(log moyenne chl; 3,66)	mois, année	ds	0,0	34,9	0,507	0,49
Été	BN	s(x,y; 20), s(tsm; 1,18), s(log moyenne chl; 4,15)	mois, année	ts	4,7	21,0	0,483	0,44
Été	BN	s(x,y; 22,6), s(log moyenne chl; 0,352)	année	ds	33,1	23,5	0,376	0,27
Été	BN	s(x,y; 20,2)	année	ts	33,7	0,0	0,385	0,23
Été	BN	s(x,y; 23,9), s(log moyenne chl; 5,23)	mois	ds	33,7	35,1	0,383	0,21
Été	BN	s(x,y; 20,2), s(log moyenne chl; 5,37)	tsm, mois	ts	35,5	28,9	0,386	0,21
Été	BN	s(x,y; 16,6), s(log moyenne chl; 5,34)	marée, tsm, mois	ts	37,7	22,2	0,363	0,21
Été	BN	s(x,y; 22,9), s(log moyenne chl; 4,78)	S.O.	ds	52,9	40,7	0,370	0,16
Été	BN	s(x,y; 23,4), s(tsm; 1,77), s(log moyenne chl; 4,82)	S.O.	ds	53,3	62,4	0,372	0,17
Été	BN	s(x,y; 21,7)	S.O.	ds	59,2	11,3	0,369	0,12
Été	BN	s(x,y; 20,8), s(log moyenne chl; 5,04)	S.O.	ts	59,3	42,3	0,374	0,16
Été	BN	s(x,y; 19,2)	S.O.	ts	66,5	10,0	0,374	0,12
Été	TW	s(x,y; 23,2), s(tsm; 2,63), s(log moyenne chl; 4,96)	mois, année	ds	0,0	27,7	0,567	0,37
Été	TW	s(x,y; 21,3), s(tsm; 2,28), s(log moyenne chl; 5,41)	mois, année	ts	1,9	18,0	0,561	0,37
Été	TW	s(x,y; 23,4), s(log moyenne chl; 5,11)	année	ds	35,5	32,1	0,388	0,23
Été	TW	s(x,y; 24,7), s(log moyenne chl; 5,76)	mois	ds	38,8	33,0	0,388	0,17
Été	TW	s(x,y; 22,2), s(log moyenne chl; 6,33)	tsm, mois	ts	39,7	31,9	0,418	0,18
Été	TW	s(x,y; 25), s(tsm; 2,58), s(log moyenne chl; 5,58)	S.O.	ds	50,4	53,6	0,433	0,15
Été	TW	s(x,y; 17,5)	marée, année	ts	54,1	0,0	0,350	0,17
Été	TW	s(x,y; 23,8), s(tsm; 2,49), s(log moyenne chl; 5,86)	S.O.	ts	54,3	53,7	0,435	0,16
Été	TW	s(x,y; 20,5), s(log moyenne chl; 0,000 398)	année	ts	55,4	11,0	0,371	0,23
Été	TW	s(x,y; 22,4)	S.O.	ds	85,5	28,5	0,381	0,09
Été	TW	s(x,y; 20,7)	S.O.	ts	92,2	30,0	0,382	0,09
Automne	BN	s(x,y; 10,6), s(tsm; 1,8), s(log moyenne chl; 2,61)	mois	ds	0,0	25,3	0,455	0,34

<i>Saison</i>	<i>Famille</i>	<i>Outils de lissage</i>	<i>Termes linéaires/facteurs</i>	<i>Base</i>	<i>ΔAIC</i>	<i>ΔBIC</i>	<i>Densité</i>	<i>CV</i>
Automne	BN	s(x,y; 10,5)	mois	ts	4,9	0	0,455	0,23
Automne	BN	s(x,y; 10,1), s(tsm; 2,16), s(log moyenne chl; 2,01)	année	ds	6,1	39	0,455	0,44
Automne	BN	s(x,y; 11,4), s(tsm; 2,52), s(log moyenne chl; 3,07)	S.O.	ds	6,5	30,5	0,484	0,38
Automne	BN	s(x,y; 11,7), s(tsm; 1,26)	mois	ds	7,0	19,4	0,448	0,28
Automne	BN	s(x,y; 8,36), s(tsm; 2,07)	année	ts	7,6	15,7	0,443	0,45
Automne	BN	s(x,y; 9,64), s(tsm; 2,84)	log moyenne chl	ts	10,2	15	0,602	0,54
Automne	BN	s(x,y; 10,8)	S.O.	ts	23,0	8,9	0,456	0,14
Automne	BN	s(x,y; 11,8)	S.O.	ds	23,0	13,4	0,451	0,14
Automne	TW	s(x,y; 15,3), s(log moyenne chl; 2,31)	mois	ds	0,0	19,8	0,472	0,22
Automne	TW	s(x,y; 14,7), s(tsm; 1,46), s(log moyenne chl; 2,64)	mois	ds	1,5	32,9	0,468	0,27
Automne	TW	s(x,y; 13,9)	mois	ts	3,6	0,0	0,469	0,18
Automne	TW	s(x,y; 14,8), s(tsm; 2,11), s(log moyenne chl; 2,43)	année	ds	7,3	52,5	0,393	0,36
Automne	TW	s(x,y; 16,8), s(tsm; 2,25), s(log moyenne chl; 3,33)	S.O.	ds	10,1	46,7	0,481	0,27
Automne	TW	s(x,y; 13,8), s(tsm; 0,174)	année	ts	12,9	26,7	0,469	0,23
Automne	TW	s(x,y; 14,2), s(tsm; 2,59)	log moyenne chl	ts	17,2	29,4	0,536	0,36
Automne	TW	s(x,y; 15,5)	S.O.	ds	26,3	19,2	0,472	0,11
Automne	TW	s(x,y; 14,1)	S.O.	ts	26,7	13,6	0,474	0,11

Tableau 11. Modèles additifs généralisés candidats qui ont été envisagés pour le marsouin de Dall, après la suppression des termes colinéaires, des termes ayant une concurvitité élevée avec l'outil de lissage spatial et des termes pour lesquels le nombre de degrés de liberté effectifs est inférieur à un. Les modèles sélectionnés pour chaque saison (hiver = de janvier à mars; printemps = d'avril à juin; été = de juillet à septembre; automne = d'octobre à décembre) sont indiqués en gras. « Famille » indique la distribution de probabilité de chaque modèle, soit binomiale négative (BN) ou Tweedie (TW). Les termes considérés comme des outils de lissage sont inclus avec leurs degrés de liberté effectifs respectifs. Dans le tableau : « tsm » = température de la surface de la mer; « log tsm » = logarithme de la température de surface de la mer; « dist. rivage » = distance jusqu'au rivage; « S.O. » = sans objet. « Base » indique le type de spline de lissage utilisé pour chaque terme lisse dans le modèle, soit les splines de régression « plaques minces » pénalisées (ts) ou les splines de Duchon (ds). La densité estimée par km² pour l'ensemble de la zone d'étude et le coefficient de variation (CV) connexe sont inclus pour chaque modèle candidat.

Saison	Famille	Outils de lissage	Termes linéaires/facteurs	Base	ΔAIC	ΔBIC	Densité	CV
Hiver	BN	s(x,y; 19,8), s(tsm; 3,15)	S.O.	ds	0,0	40,9	0,077	0,39
Hiver	BN	s(x,y; 21)	tsm	ts	0,9	31,4	0,070	0,54
Hiver	BN	s(x,y; 15,6)	S.O.	ts	12,8	5,8	0,070	0,36
Hiver	BN	s(x,y; 16,3)	S.O.	ds	13,7	13,9	0,075	0,41
Hiver	BN	s(x,y; 13,1)	dist. rivage	ts	14,8	0	0,067	0,36
Hiver	TW	s(x,y; 19,9), s(tsm; 2,57)	S.O.	ts	0,0	61,9	0,089	0,23
Hiver	TW	s(x,y; 9,32), s(tsm; 2,92)	S.O.	ds	10,3	8,4	0,099	0,40
Hiver	TW	s(x,y; 18,4)	S.O.	ts	14,8	51,9	0,080	0,22
Hiver	TW	s(x,y; 8,52)	S.O.	ds	24,1	0,0	0,087	0,22
Printemps	BN	s(x,y; 5,32)	S.O.	ds	0,0	15,1	0,058	0,30
Printemps	BN	s(x,y; 1,9)	S.O.	ts	5,4	0,0	0,091	0,39
Printemps	TW	s(x,y; 5,43)	mois	ds	0,0	5,7	0,059	0,22
Printemps	TW	s(x,y; 5,94)	année	ds	1,3	14,9	0,080	0,30
Printemps	TW	s(x,y; 4,27)	mois	ts	3,0	5,4	0,063	0,23
Printemps	TW	s(x,y; 5,52)	S.O.	ds	3,9	0	0,063	0,22
Printemps	TW	s(x,y; 4,43)	année	ts	4,3	12,7	0,089	0,32
Printemps	TW	s(x,y; 4,77)	S.O.	ts	7,0	2,7	0,066	0,22
Été	BN	s(x,y; 1,93)	S.O.	ts	0,0	0	0,036	0,67
Été	BN	s(x,y; 3,17), s(log tsm; 1,5)	S.O.	ds	1,0	22	0,017	0,63
Été	BN	s(x,y; 4,86)	S.O.	ds	1,5	21	0,019	0,53
Été	TW	s(x,y; 3,88), s(log tsm; 1,68)	S.O.	ds	0,0	25,7	0,022	0,49
Été	TW	s(x,y; 5,04)	S.O.	ds	1,4	21,2	0,022	0,35
Été	TW	s(x,y; 1,79)	S.O.	ts	2,0	0,0	0,024	0,36
Automne	BN	s(x,y; 1,84)	S.O.	ds	0,0	0,0	0,081	0,37
Automne	BN	s(x,y; 1,95)	S.O.	ts	0,3	1,3	0,080	0,37
Automne	TW	s(x,y; 1,95)	année	ts	0,0	6,8	0,088	0,48
Automne	TW	s(x,y; 3,78)	année	ds	2,1	23,1	0,083	0,47
Automne	TW	s(x,y; 1,95)	S.O.	ts	6,9	0,0	0,076	0,24
Automne	TW	s(x,y; 4,57)	S.O.	ds	8,6	21,3	0,072	0,24

9. FIGURES

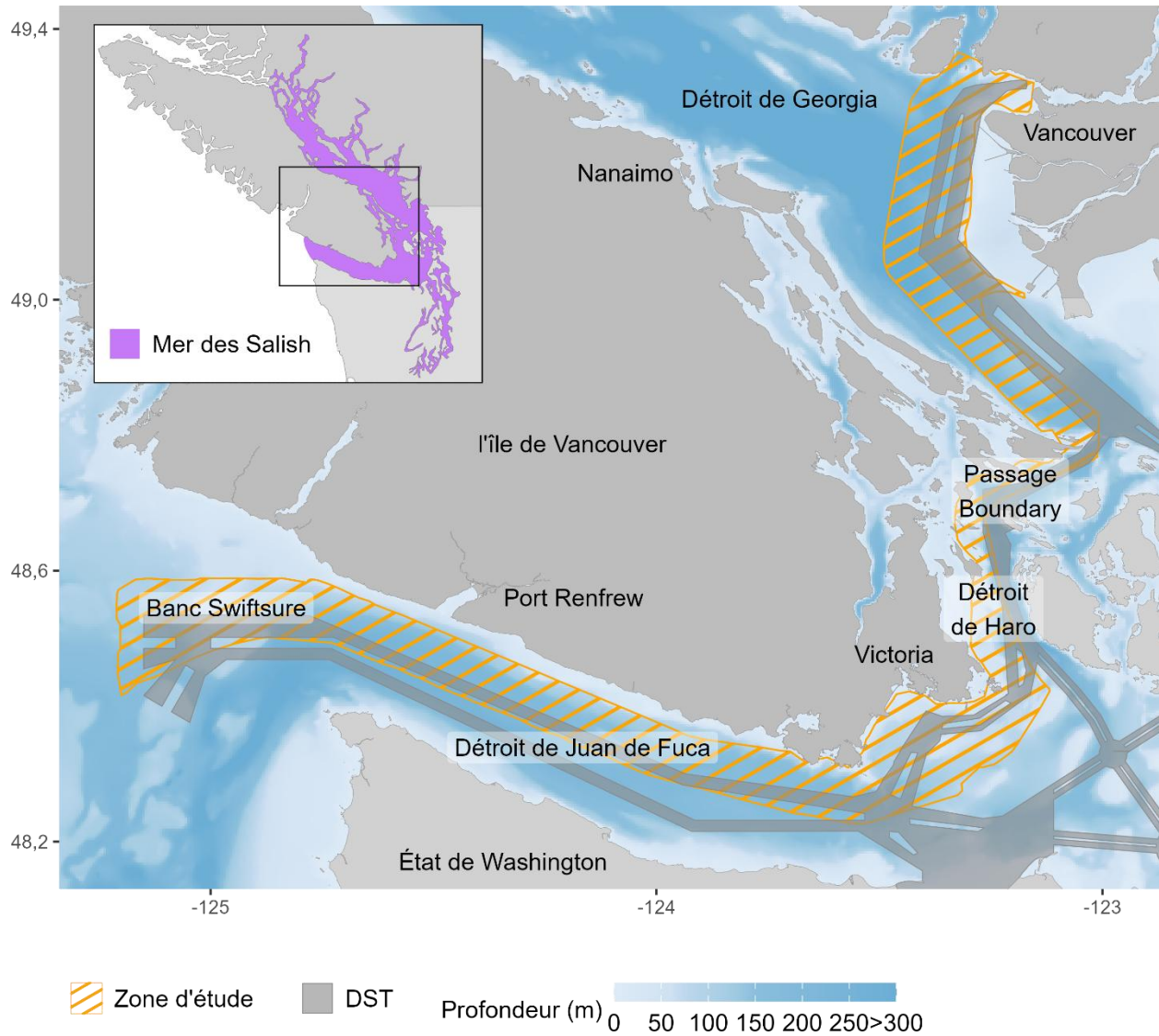


Figure 1. Zone d'étude pour les relevés systématiques des cétacés par transects linéaires effectués entre août 2020 et août 2024 (lignes diagonales jaunes), et emplacement des voies de navigation entrantes et sortantes (dispositif de séparation du trafic [DST], zone ombrée grise). La mer des Salish est indiquée en mauve dans le médaillon.



Figure 2. Effort de relevé mensuel, saisonnier et annuel réalisé d'août 2020 à août 2024 (les lignes de transects sont colorées). Le nombre de relevés mensuels effectués et l'effort total réalisé (en km) sont indiqués par saison et par année. Les saisons ont été définies comme suit : l'hiver (de janvier à mars); le printemps (d'avril à juin); l'été (de juillet à septembre); l'automne (d'octobre à décembre).

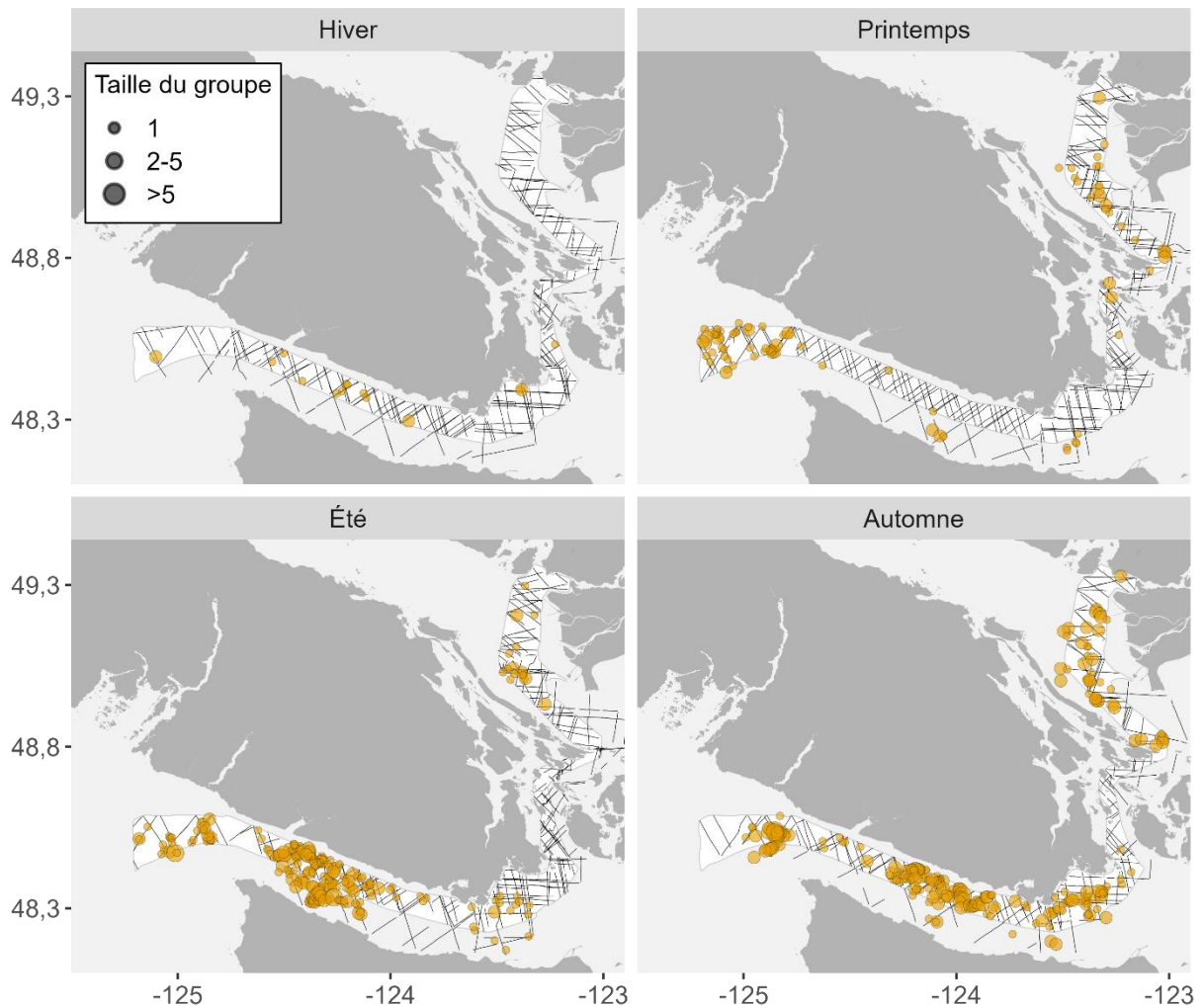


Figure 3. Observations de rorquals à bosse et effort de relevé réalisé (lignes de transect noires) par saison (hiver = janvier à mars, printemps = avril à juin, été = juillet à septembre, automne = octobre à décembre), d'août 2020 à août 2024. La taille relative des points (en jaune) indique la taille du groupe d'individus pour chaque observation.

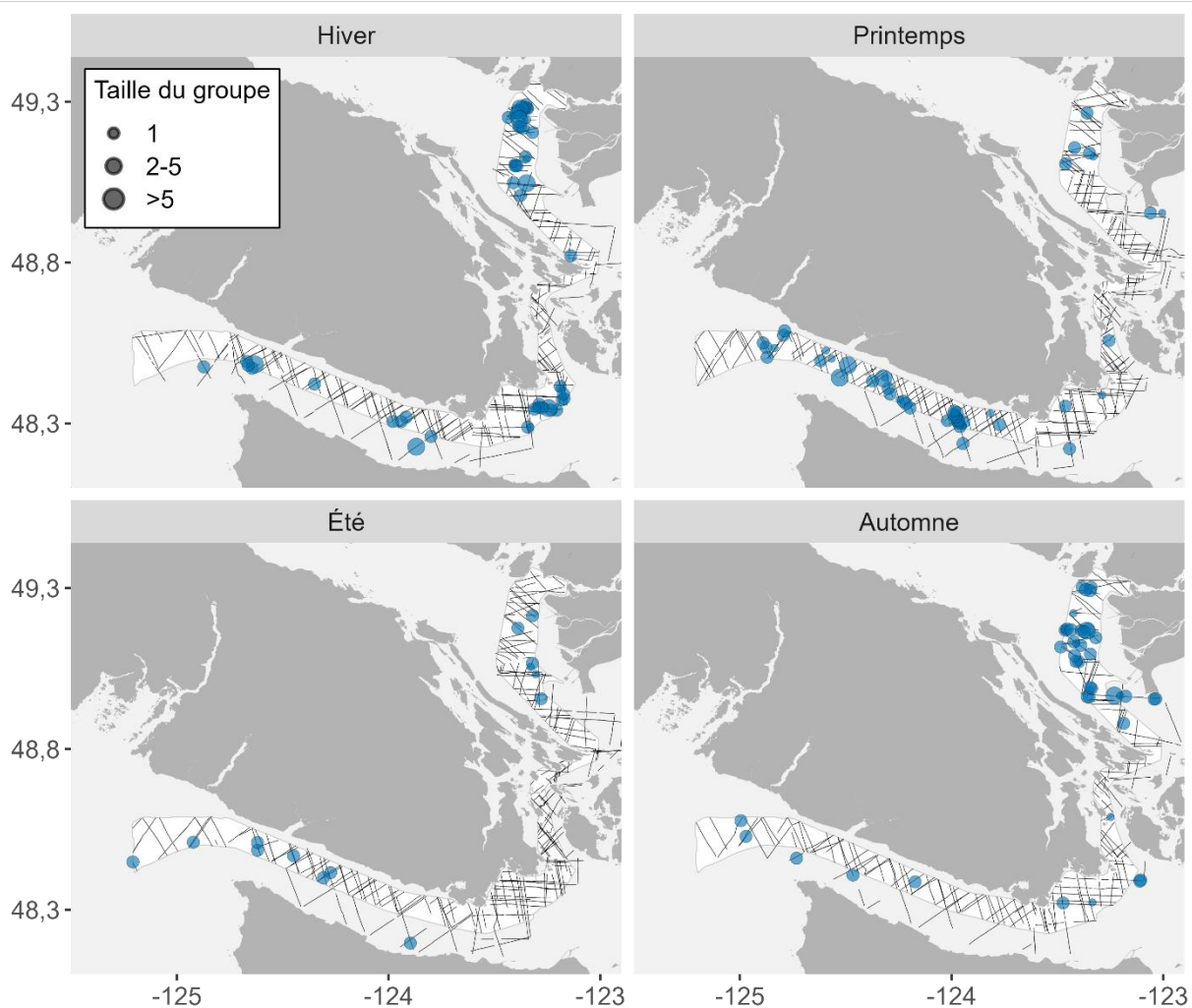


Figure 4. Observations de marsouins communs et effort de relevé réalisé (lignes de transect noires) par saison (hiver = janvier à mars, printemps = avril à juin, été = juillet à septembre, automne = octobre à décembre), d'août 2020 à août 2024. La taille relative des points (en bleu) indique la taille du groupe d'individus pour chaque observation.

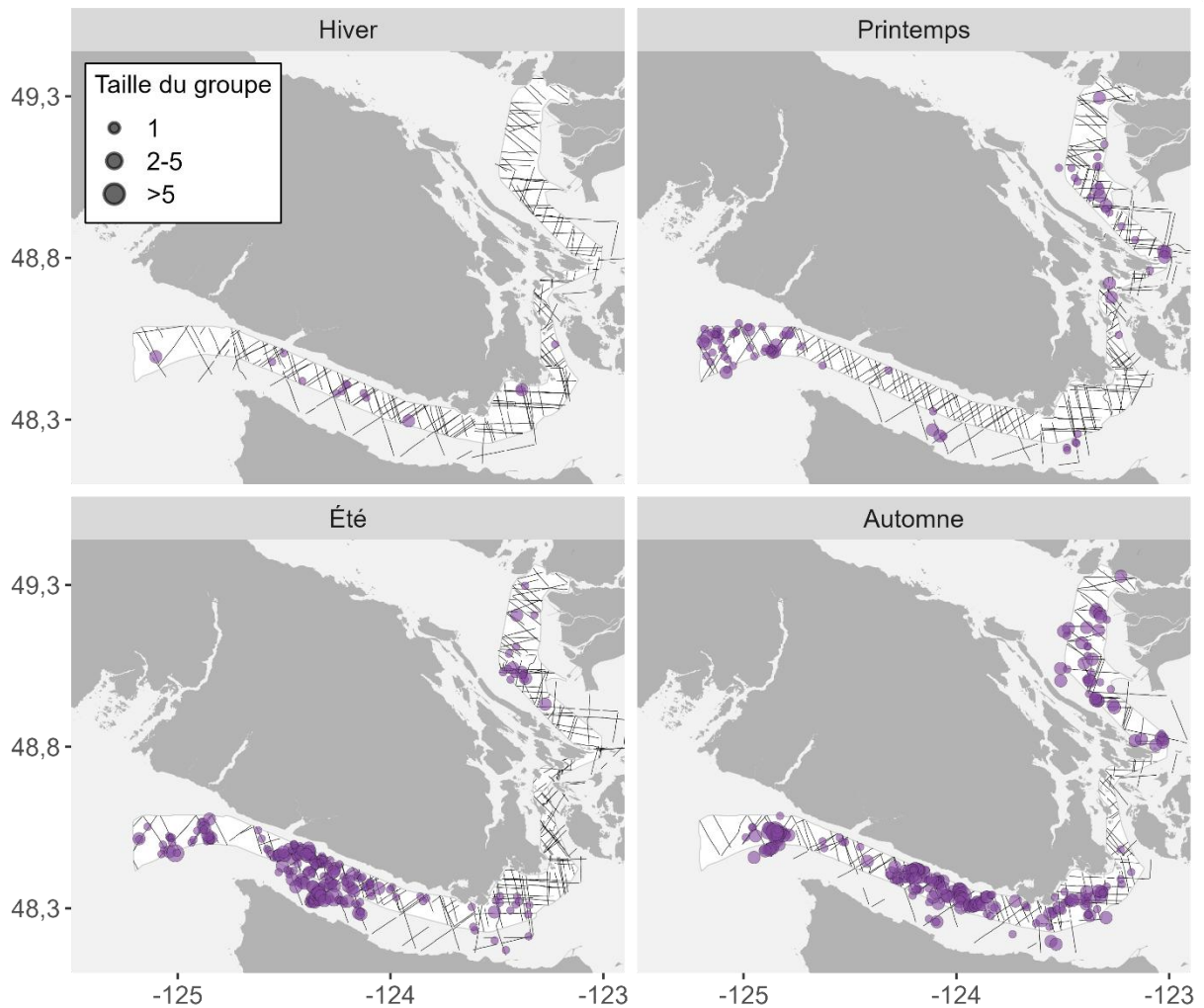


Figure 5. Observations de marsouins de Dall et effort de relevé réalisé (lignes de transect noires) par saison (hiver = janvier à mars, printemps = avril à juin, été = juillet à septembre, automne = octobre à décembre), d'août 2020 à août 2024. La taille relative des points (en mauve) indique la taille du groupe d'individus pour chaque observation.

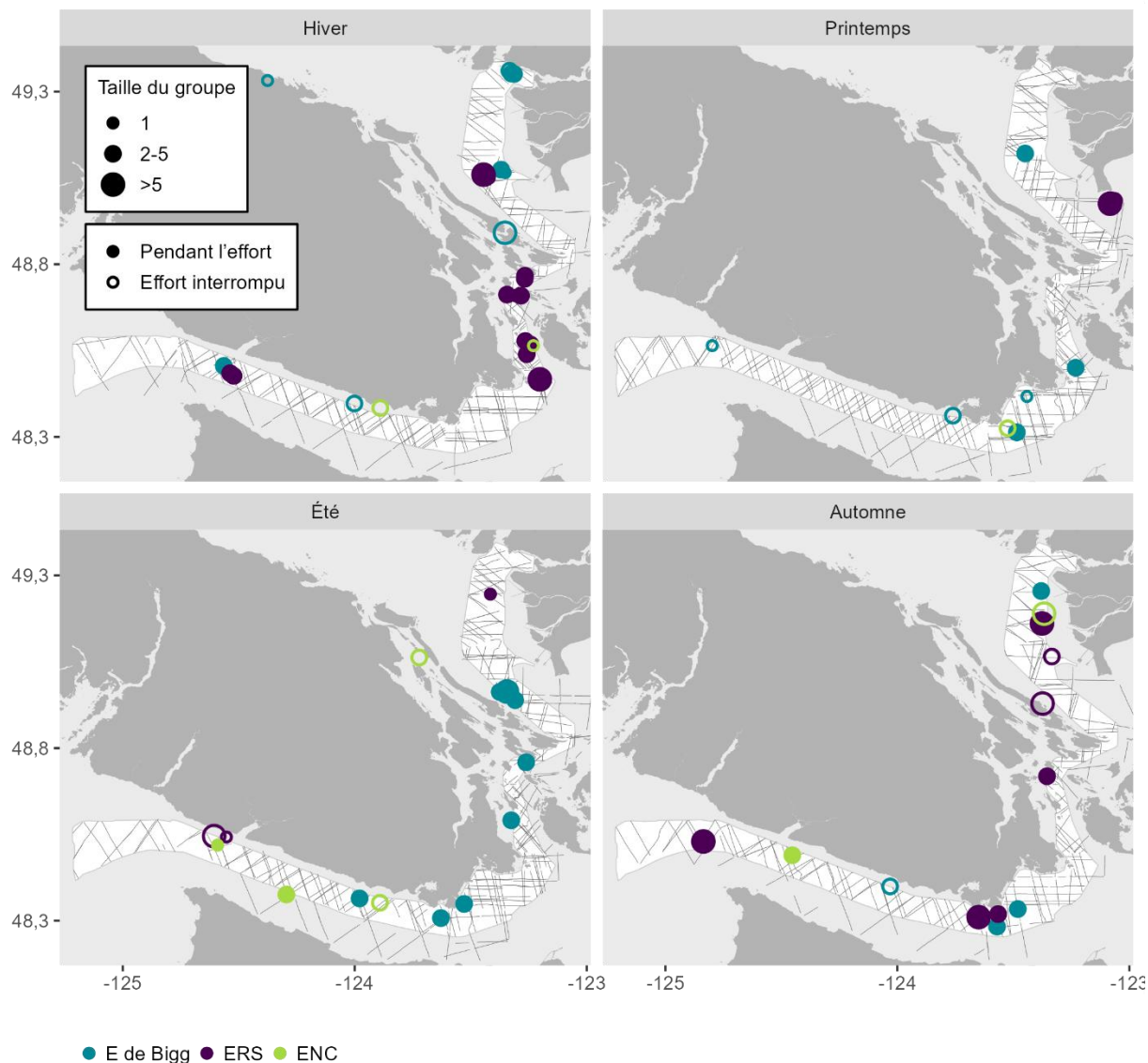


Figure 6. Observations d'épaulards et effort de relevé réalisé (lignes de transect grises) entre août 2020 et août 2024. Les écotypes d'épaulards sont représentés par couleur (épaulard de Bigg [E de Bigg] = bleu, épaulard résident du sud [ERS] = mauve, épaulard d'un écotype non confirmé [ENC] = vert. Les cercles pleins représentent les observations pendant l'effort (les observations faites lors de l'échantillonnage actif le long des lignes de transect), tandis que les cercles vides représentent les observations fortuites lorsque l'effort était interrompu (les observations effectuées pendant le transit entre des lignes de transect). La taille relative des points indique la taille du groupe d'individus pour chaque observation.

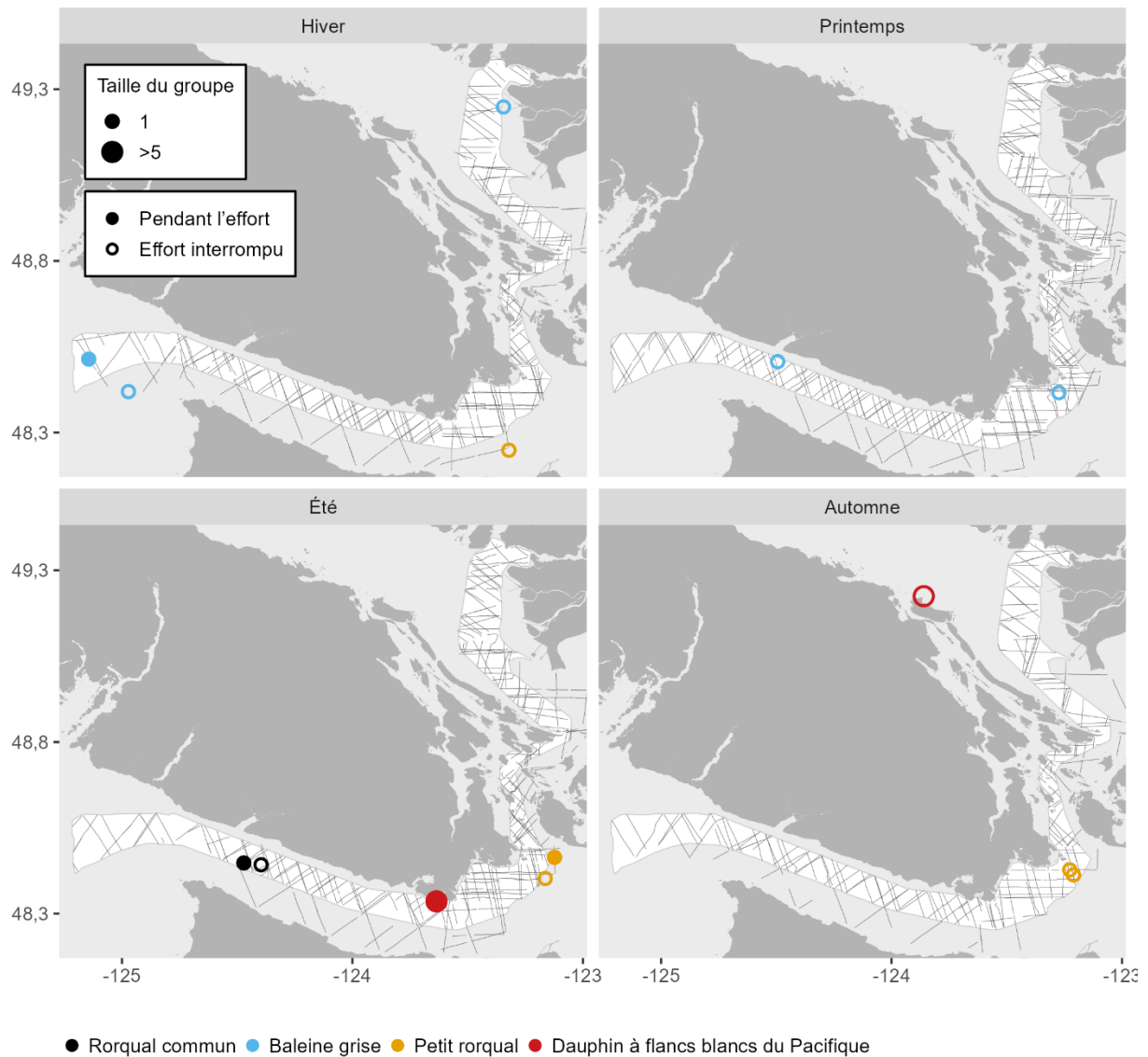


Figure 7. Observations d'espèces pour lesquelles le nombre insuffisant de détections n'a pas permis l'ajustement des fonctions de détection, et effort de relevé réalisé (lignes de transect grises) d'août 2020 à août 2024. Les espèces sont représentées par couleur : rorqual commun = noir; baleine grise = bleu; petit rorqual = orange; dauphin à flancs blancs du Pacifique = rouge. Les cercles fermés représentent les observations pendant l'effort (les observations faites lors des relevés actifs le long des lignes de transect), tandis que les cercles ouverts représentent les observations fortuites lorsque l'effort était interrompu (les observations effectuées pendant le transit entre les lignes de transect). La taille relative des points indique la taille du groupe d'individus pour chaque observation.

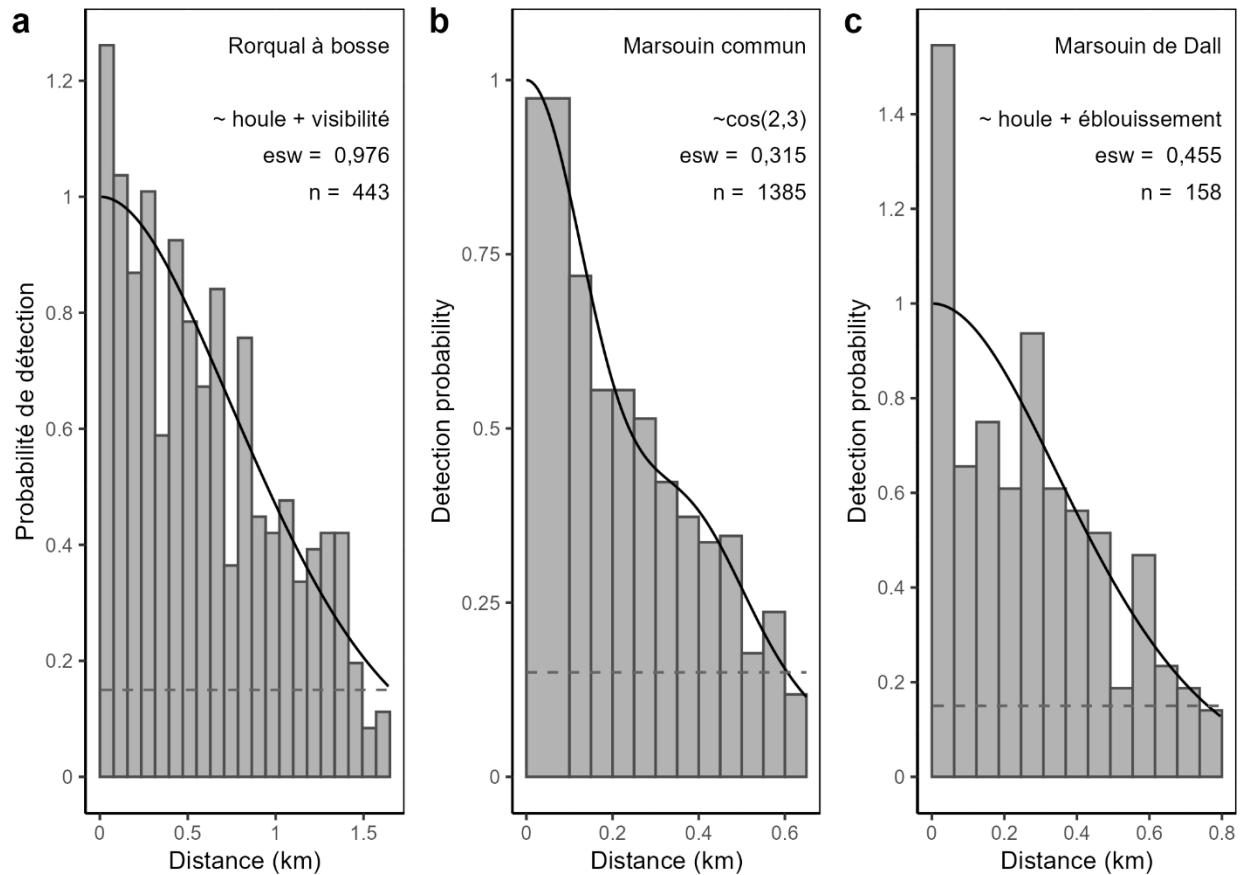


Figure 8. Histogrammes des distances d'observation perpendiculaires et modèle de fonction de détection sélectionné pour chaque espèce : a) rorqual à bosse, une fonction clé semi-normale avec la houle et la visibilité comme covariables et une distance de troncature à droite de 1,65 km; b) marsouin commun, une fonction clé semi-normale avec une série de termes d'ajustement cosinus d'ordres 2 et 3 et une distance de troncature à droite de 0,65 km (les données ont été regroupées par distances d'observation perpendiculaires au moyen des tranches de distances représentées); c) marsouin de Dall, une fonction clé semi-normale avec la houle et l'éblouissement comme covariables et une distance de troncature à droite de 0,8 km. Pour chaque modèle, les covariables, la demi-largeur effective du transect (esw) et le nombre d'observations (n) au sein de la distance de troncature sont représentés. La ligne tiretée sur chaque graphique indique une probabilité de détection estimée de 0,15.

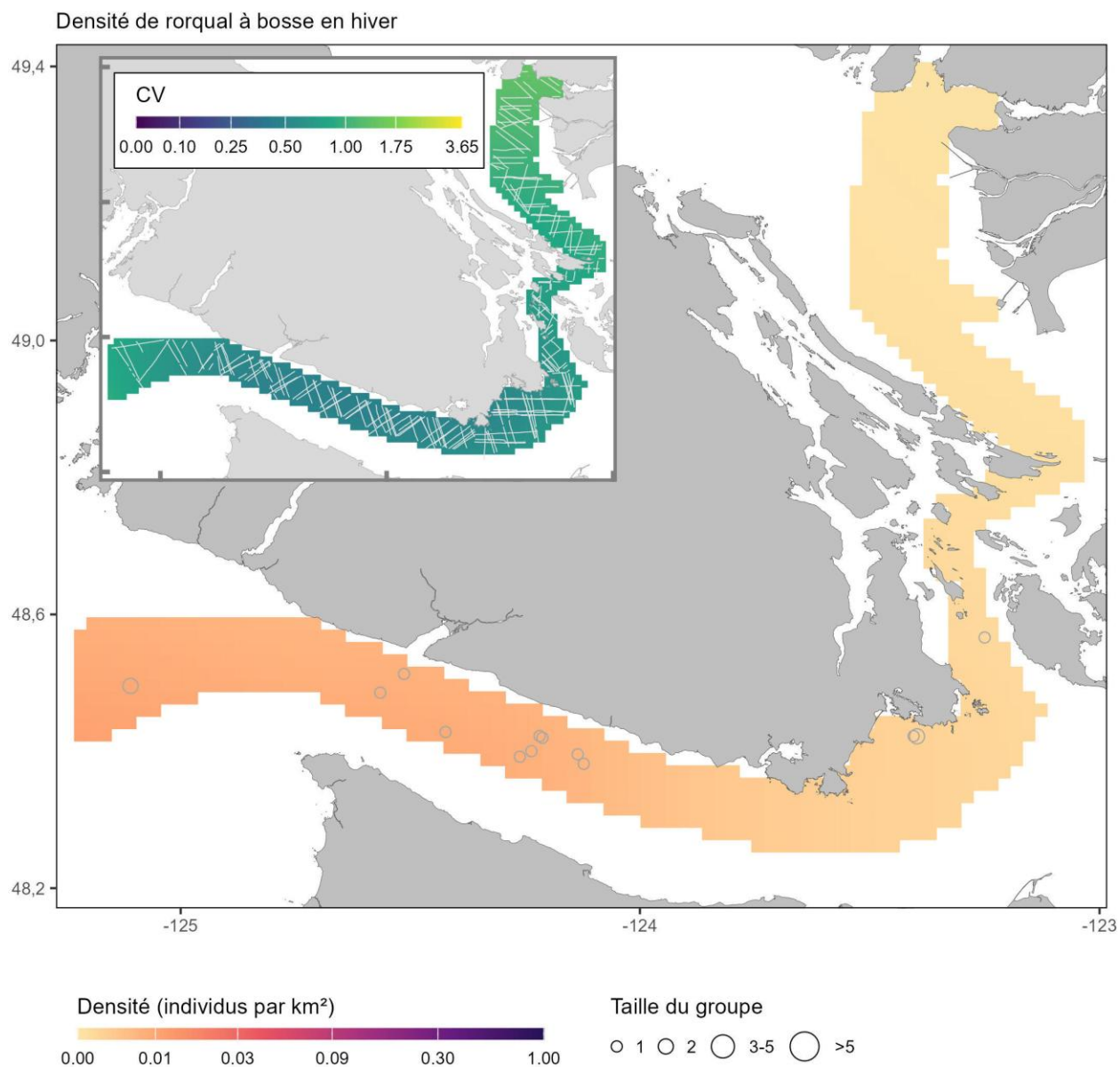


Figure 9. Densité de rorquals à bosse (individus par km²) pendant l'hiver (janvier, février, mars), selon les prédictions d'un modèle additif généralisé de Tweedie caractérisé par un outil de lissage spatial à deux variables et ajusté au moyen d'une spline de Duchon. L'estimation de l'abondance totale de rorquals à bosse pendant l'hiver était de 14 individus (CV = 0,36). Les observations de rorquals à bosse ($n = 13$) effectuées en hiver sont incluses sous forme de cercles vides; la taille relative des cercles indique la taille du groupe de rorquals à bosse. En médaillon : CV variables dans l'espace par cellule de grille de 4 km² pour le modèle de densité en surface sélectionné pour le rorqual à bosse en hiver. L'effort de relevé effectué pendant l'hiver est indiqué par les lignes de transect grises.

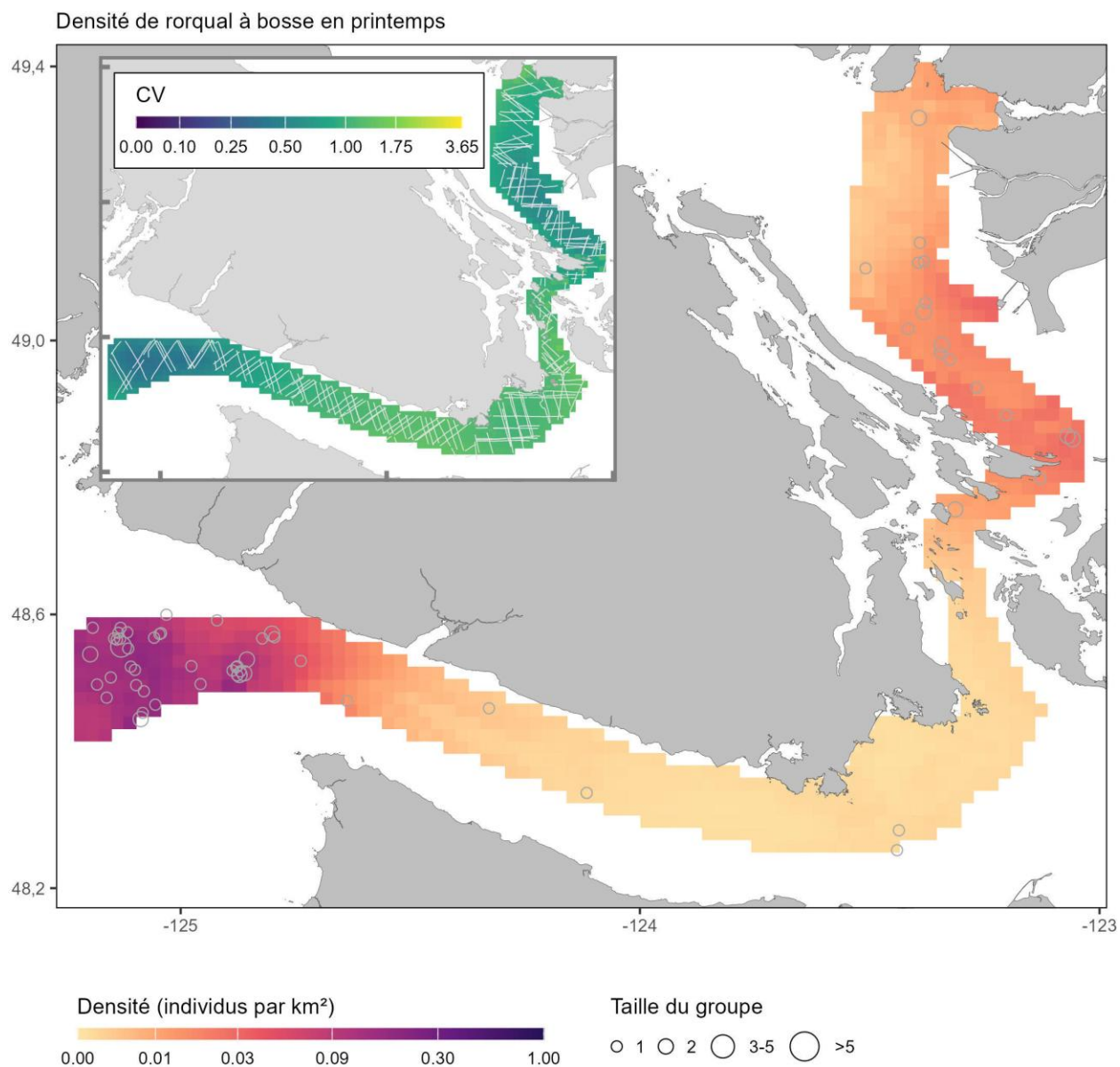


Figure 10. Densité de rorquals à bosse (par km²) au printemps (avril, mai, juin), selon les prédictions d'un modèle additif généralisé de Tweedie caractérisé par un outil de lissage spatial à deux variables et un lissage de la pente, ajustés à l'aide de splines de Duchon et comprenant le mois comme facteur. L'estimation de l'abondance totale de rorquals à bosse au printemps était de 81 individus (CV = 0,14). Les observations de rorquals à bosse ($n = 61$) effectuées au printemps sont incluses sous forme de cercles vides; la taille relative des cercles indique la taille du groupe de rorquals à bosse. En médaillon : CV variables dans l'espace par cellule de grille de 4 km² pour le modèle de densité en surface sélectionné pour le rorqual à bosse au printemps. L'effort de relevé effectué au printemps est indiqué par les lignes de transect grises.

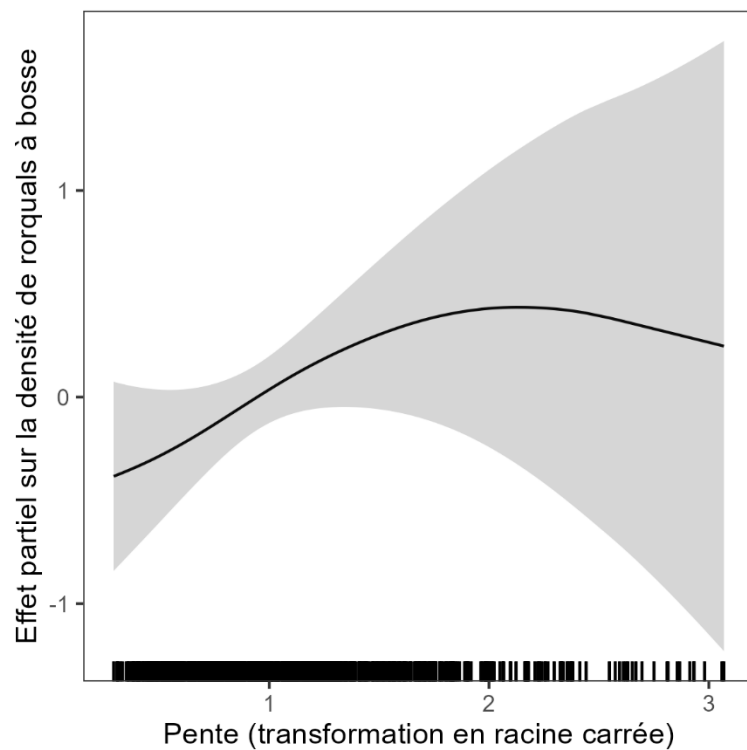


Figure 11. Effet partiel du lissage de la pente (transformation en racine carrée) en radians, d'après le modèle de densité en surface sélectionné pour le rorqual à bosse au printemps. Les zones ombrées représentent les intervalles de confiance à 95 %. Les barres verticales (rug plot) le long de l'axe des abscisses indiquent la distribution des valeurs pour la pente.

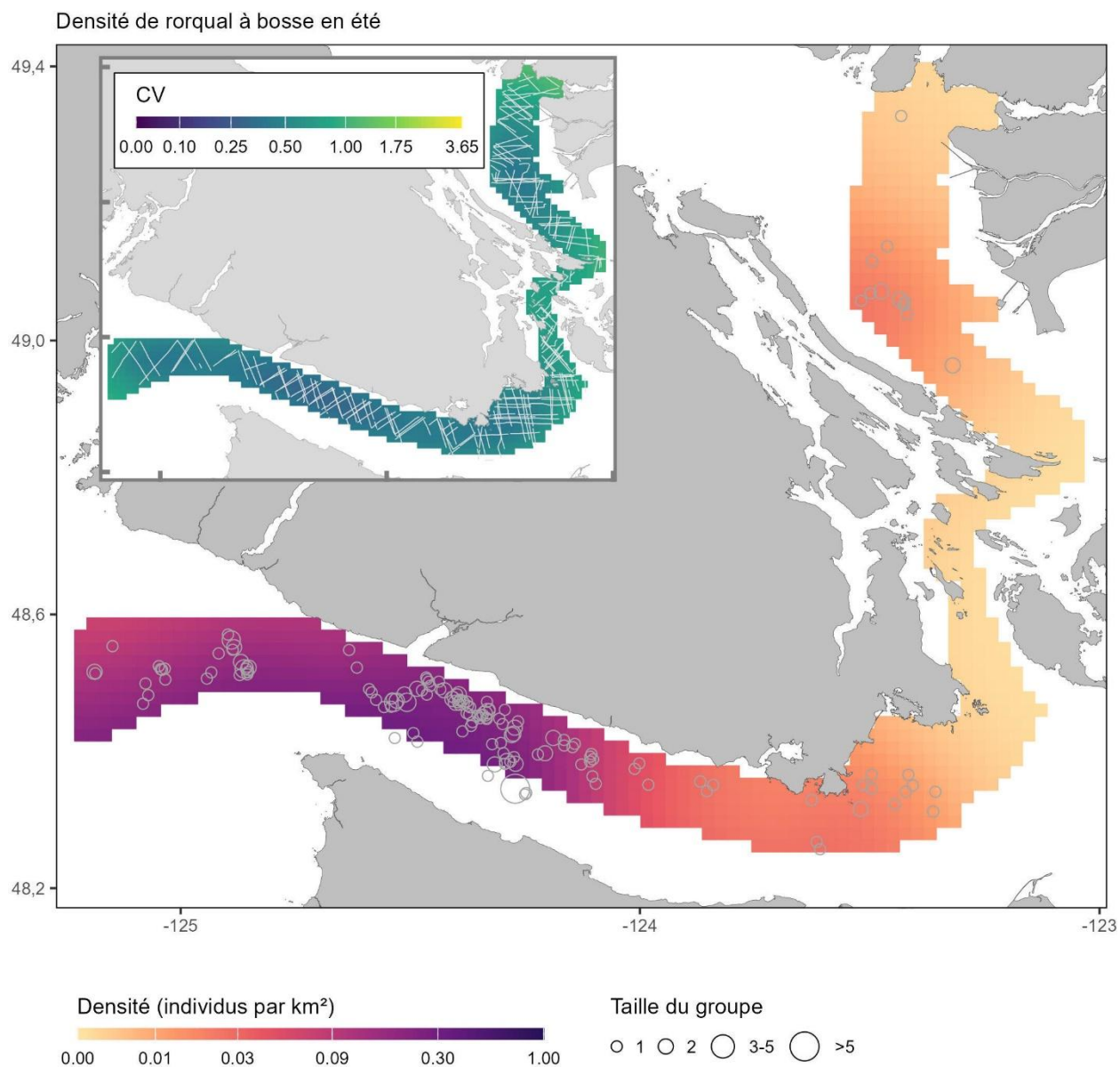


Figure 12. Densité de rorquals à bosse (individus par km²) pendant l'été (juillet, août, septembre), selon les prédictions d'un modèle additif généralisé binomial négatif caractérisé par un outil de lissage spatial à deux variables et ajusté au moyen d'une spline de régression « plaques minces ». L'estimation de l'abondance totale de rorquals à bosse pendant l'été était de 221 individus (CV = 0,19). Les observations de rorquals à bosse ($n = 144$) effectuées pendant l'été sont incluses sous forme de cercles vides; la taille relative des cercles indique la taille du groupe de rorquals à bosse. En médaillon : CV variables dans l'espace par cellule de grille de 4 km² pour le modèle de densité en surface sélectionné pour le rorqual à bosse en été. L'effort de relevé effectué pendant l'été est indiqué par les lignes de transect grises.

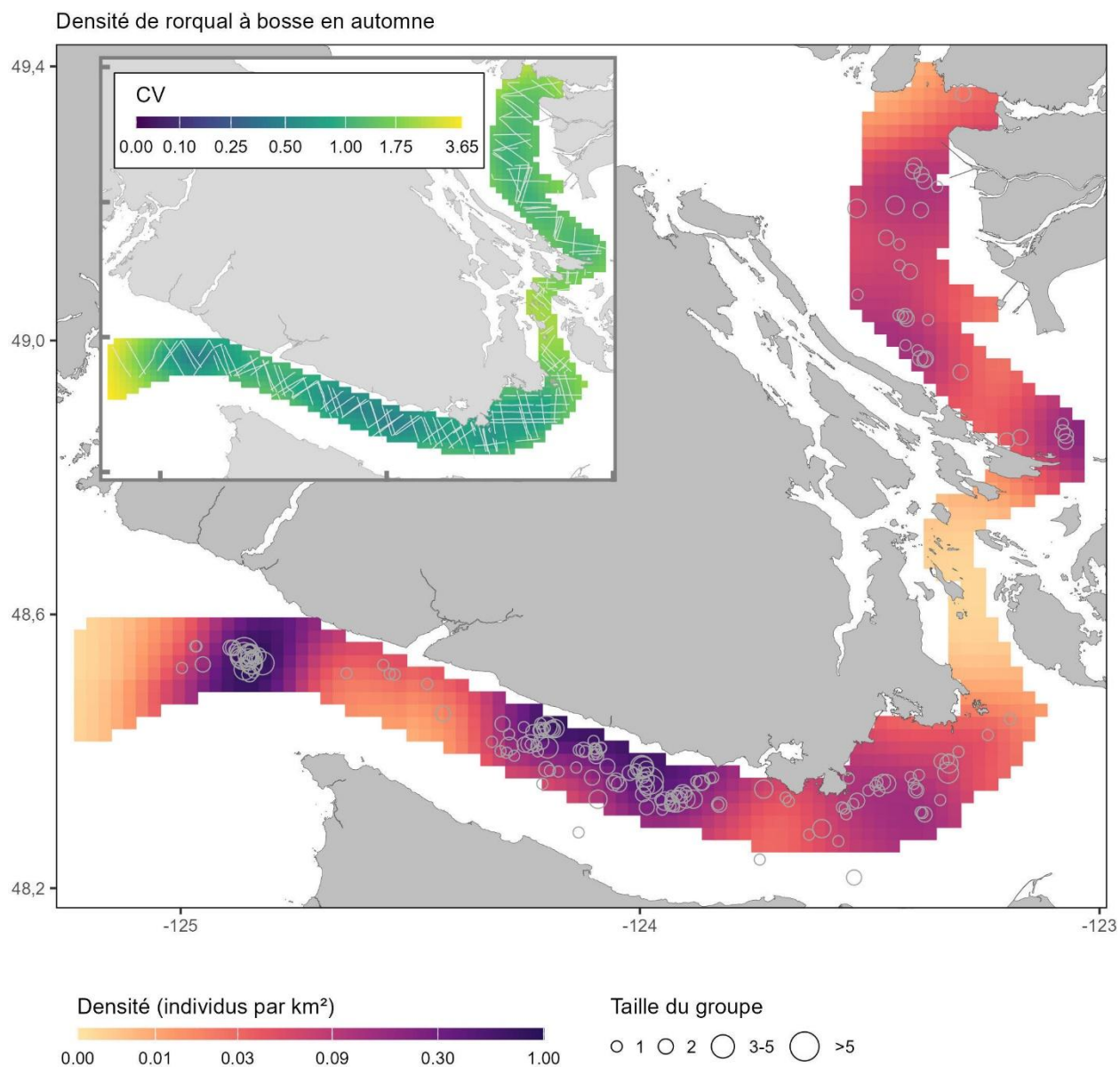


Figure 13. Densité de rorquals à bosse (individus par km²) à l'automne (octobre, novembre, décembre), selon les prédictions d'un modèle additif généralisé de Tweedie caractérisé par un outil de lissage spatial à deux variables ajusté au moyen d'une spline de régression « plaques minces », et comportant la température de surface de la mer comme terme linéaire et l'année comme facteur. L'estimation de l'abondance totale de rorquals à bosse pendant l'automne était de 347 individus (CV = 0,18). Les observations de rorquals à bosse ($n = 185$) effectuées à l'automne sont représentées par des cercles vides; la taille relative des cercles indique la taille du groupe de rorquals à bosse. En médaillon : CV variables dans l'espace par cellule de grille de 4 km² pour le modèle de densité en surface sélectionné pour le rorqual à bosse à l'automne. L'effort de relevé effectué à l'automne est indiqué par les lignes de transect grises.

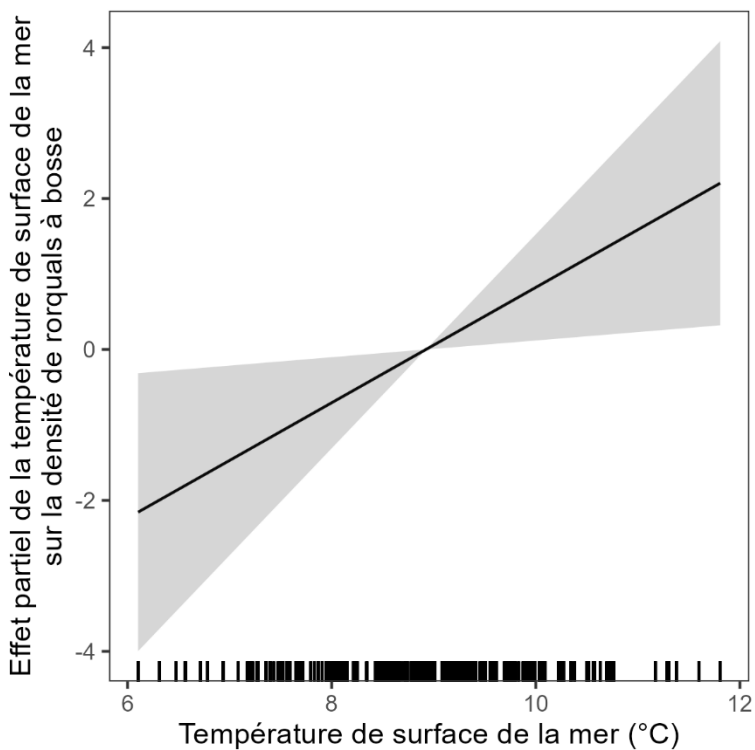


Figure 14. Graphique de l'effet partiel pour la température de surface de la mer (°C) à partir du modèle de densité en surface sélectionné pour le rorqual à bosse à l'automne. Les zones ombrées représentent les intervalles de confiance à 95 %. Les barres verticales (rug plot) le long de l'axe des abscisses indiquent la distribution des valeurs pour la température de surface de la mer.

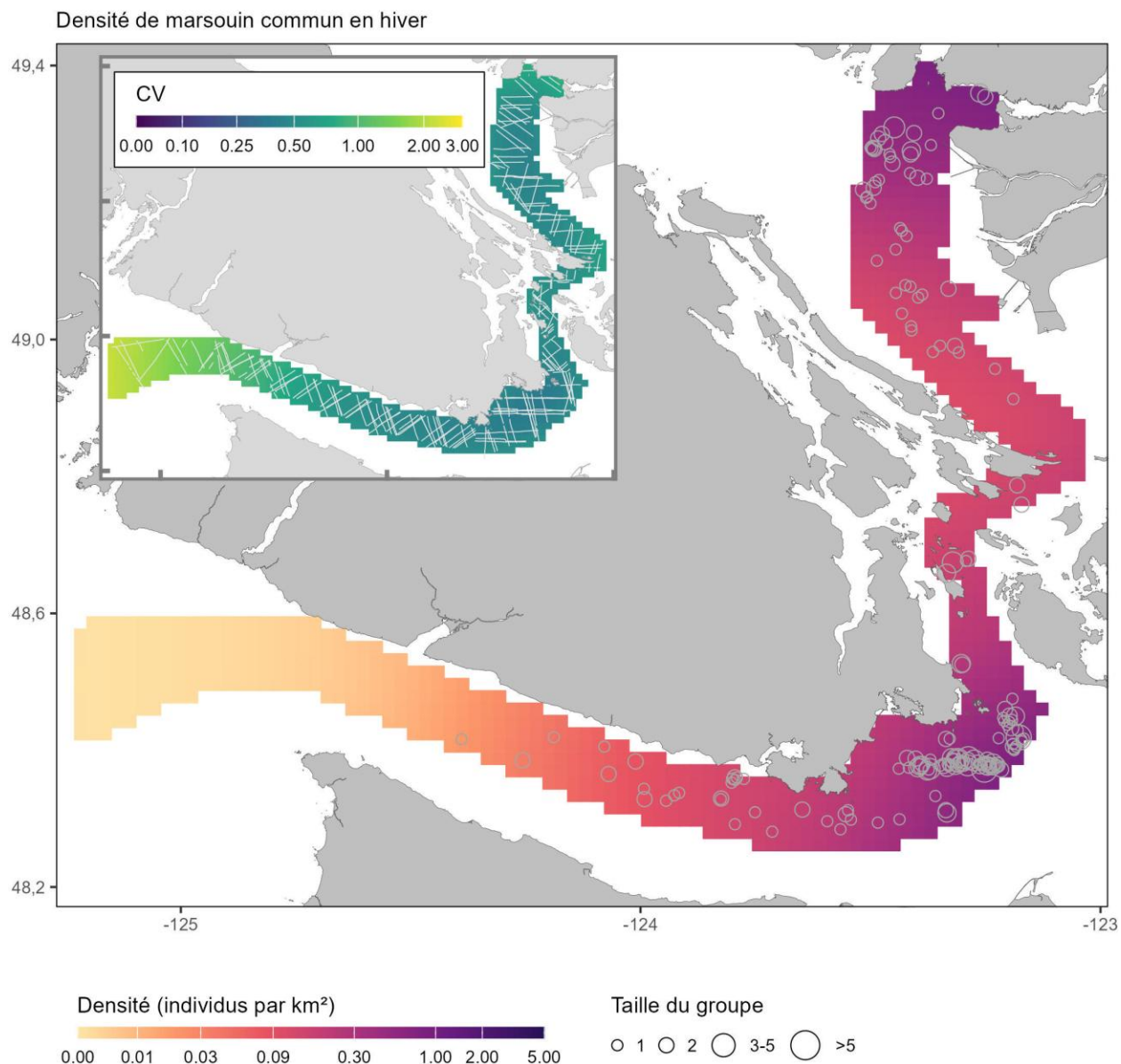


Figure 15. Densité de marsouins communs (individus par km²) pendant l'hiver (janvier, février, mars), selon les prédictions d'un modèle additif généralisé bionomial négatif qui est caractérisé par un outil de lissage spatial à deux variables ajusté au moyen d'une spline de régression « plaques minces » et qui comporte le mois comme facteur. L'estimation de l'abondance totale de marsouins communs en hiver était de 637 individus (CV = 0,29). Les observations de marsouins communs (n = 139) effectuées pendant cette période sont représentées par des cercles vides; la taille relative des cercles indique la taille du groupe de marsouins communs. En médaillon : CV variables dans l'espace par cellule de grille de 4 km² pour le modèle de densité en surface sélectionné pour le marsouin commun en hiver. L'effort de relevé effectué pendant l'hiver est indiqué par les lignes de transect grises.

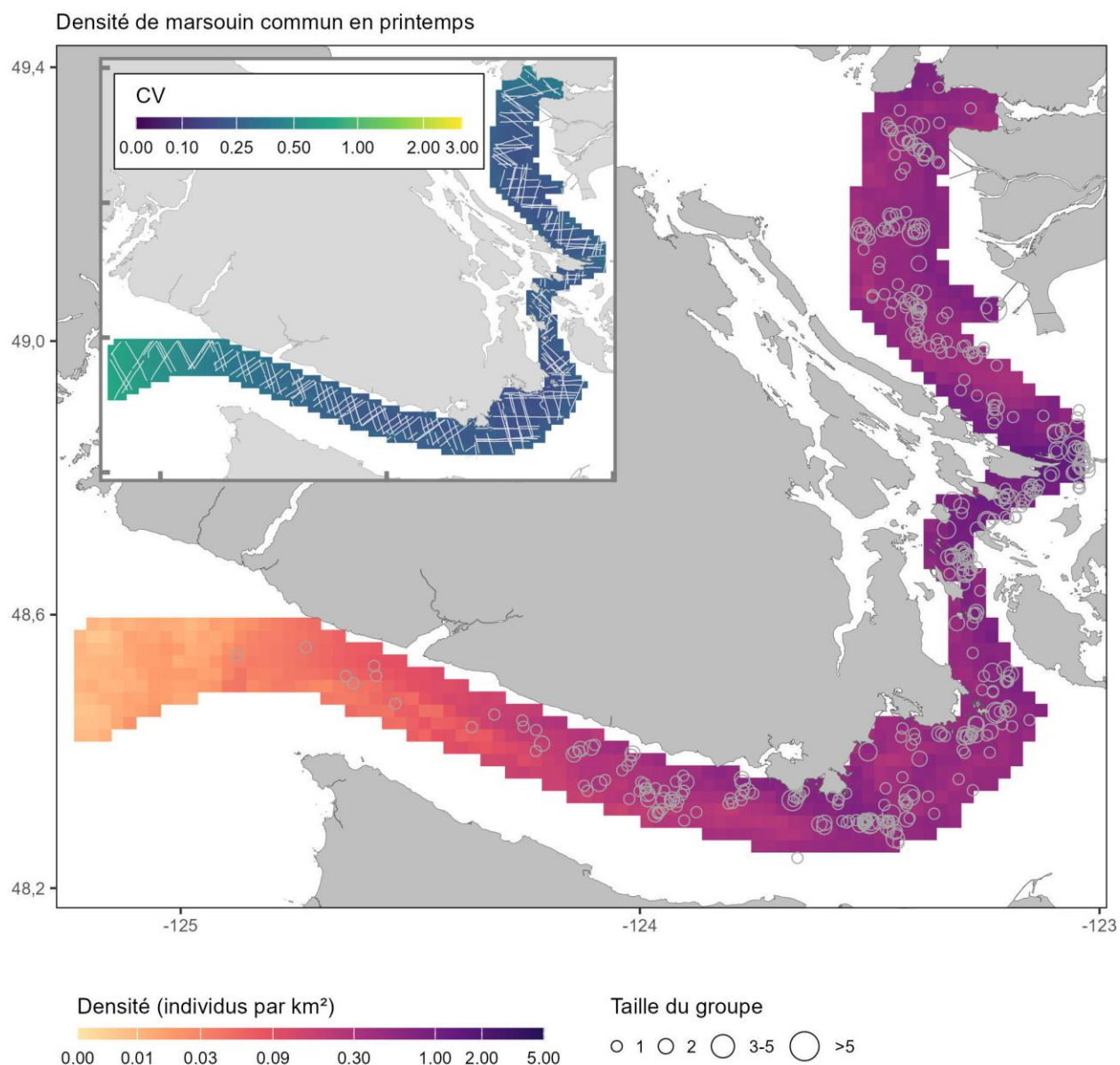


Figure 16. Densité de marsouins communs (individus par km²) au printemps (avril, mai, juin), selon les prédictions d'un modèle additif généralisé bionomial négatif qui est caractérisé par un outil de lissage spatial à deux variables ajusté au moyen d'une spline de régression « plaques minces » et qui comporte la rugosité comme terme linéaire. L'estimation de l'abondance totale de marsouins communs au printemps était de 1 335 individus (CV = 0,11). Les observations de marsouins communs (n = 361) effectuées pendant cette période sont représentées par des cercles vides; la taille relative des cercles indique la taille du groupe de marsouins communs. En médaillon : CV variables dans l'espace par cellule de grille de 4 km² pour le modèle de densité en surface sélectionné pour le marsouin commun au printemps. L'effort de relevé effectué au printemps est indiqué par les lignes de transect grises.

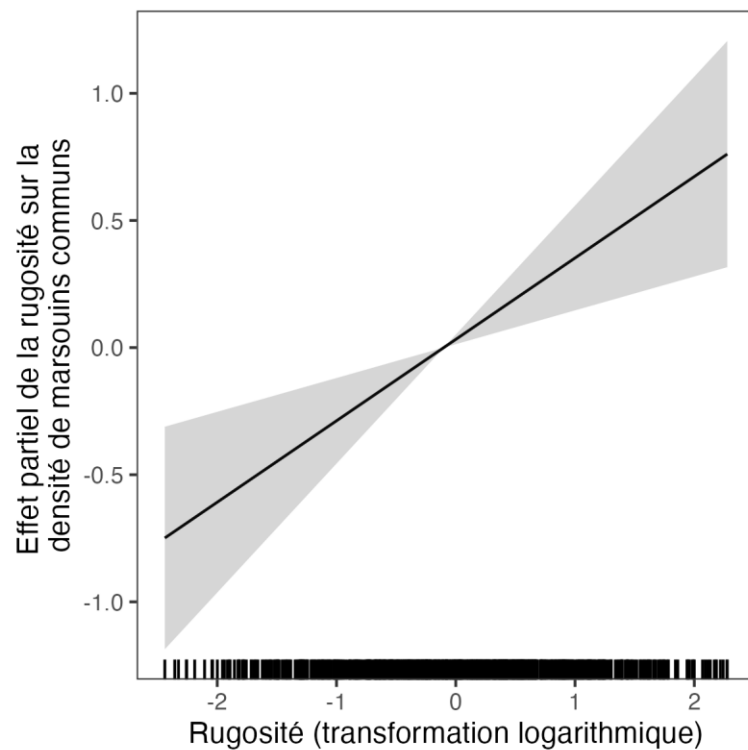


Figure 17. Graphique de l'effet partiel de la rugosité (transformation logarithmique) du modèle de densité en surface sélectionné pour le marsouin commun au printemps. Les zones ombrées représentent les intervalles de confiance à 95 %. Les barres verticales (rug plot) le long de l'axe des abscisses indiquent la distribution des valeurs pour la rugosité.

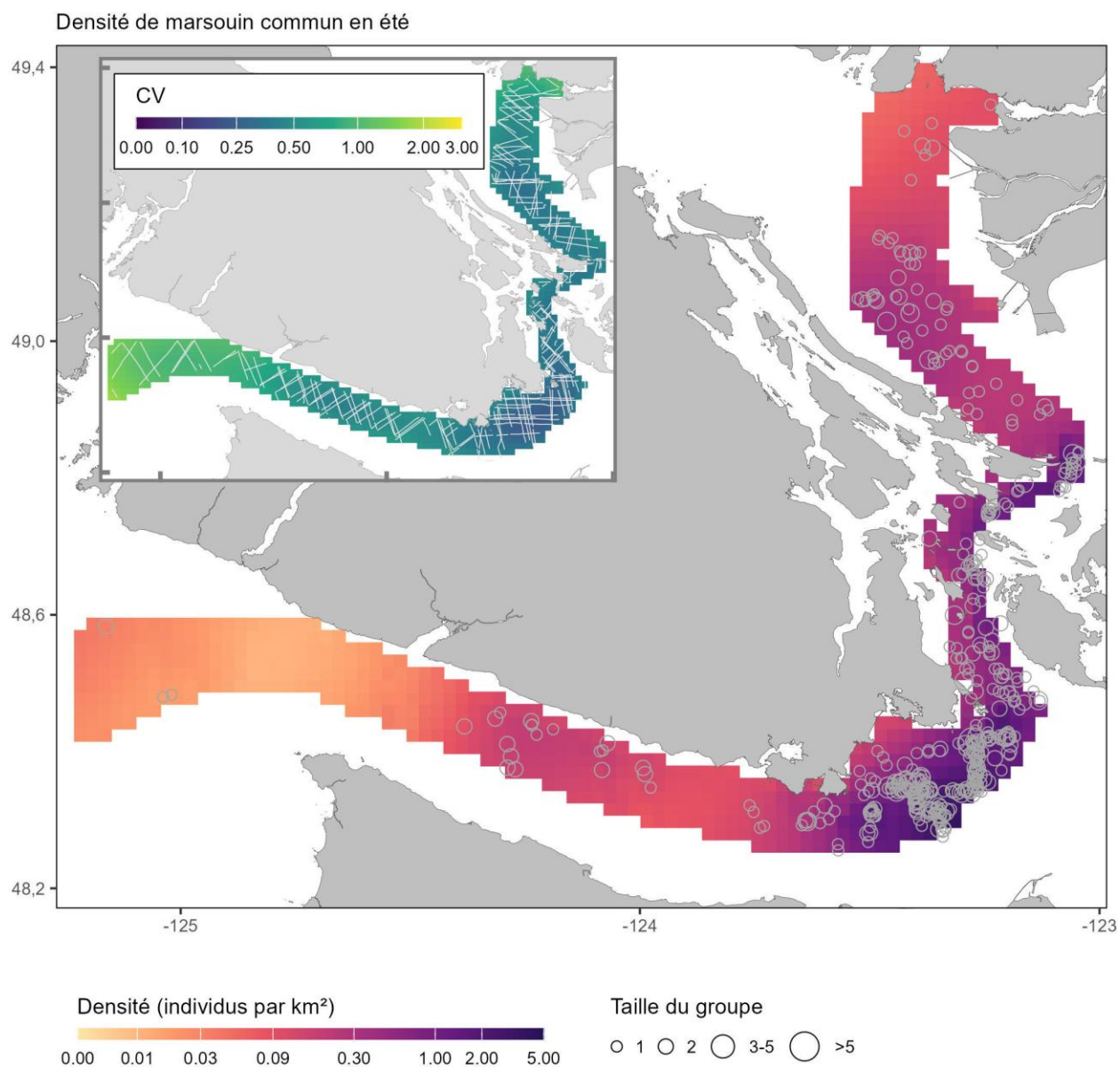


Figure 18. Densité de marsouins communs (individus par km²) pendant l'été (juillet, août, septembre), selon les prédictions d'un modèle additif généralisé de Tweedie qui est caractérisé par un outil de lissage spatial à deux variables ajusté au moyen d'une spline de régression « plaques minces », et qui comporte la vitesse du courant de marée moyenne comme terme linéaire et l'année comme facteur. L'estimation de l'abondance totale de marsouins communs en été était de 1 192 individus (CV = 0,17). Les observations de marsouins communs ($n = 384$) effectuées pendant cette période sont représentées par des cercles vides; la taille relative des cercles indique la taille du groupe de marsouins communs. En médaillon : CV variables dans l'espace par cellule de grille de 4 km² pour le modèle de densité en surface sélectionné pour le marsouin commun en été. L'effort de relevé effectué pendant l'été est indiqué par les lignes de transect grises.

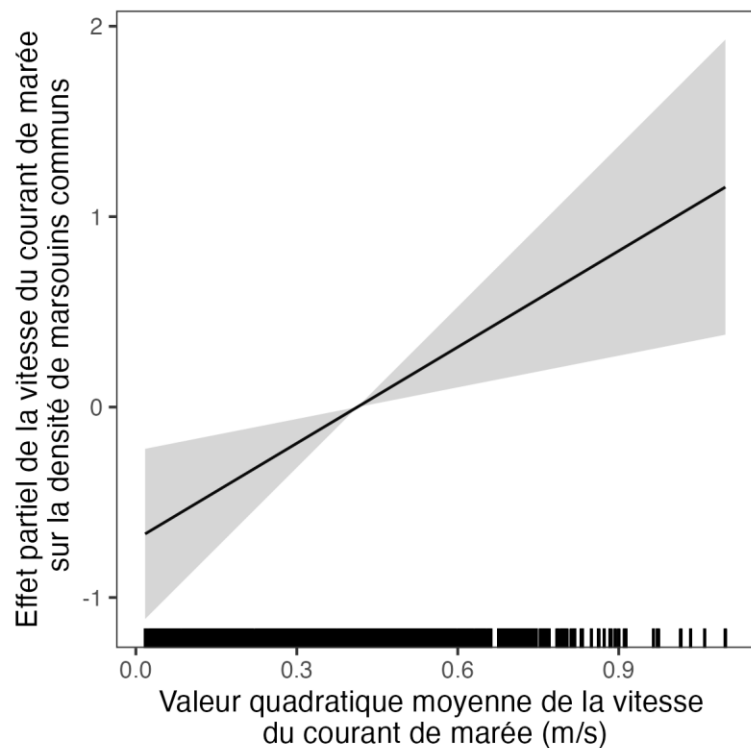


Figure 19. Graphique de l'effet partiel de la valeur quadratique moyenne de la vitesse du courant de marée d'après le modèle de densité en surface sélectionné pour le marsouin commun en été. Les zones ombrées représentent les intervalles de confiance à 95 %. Les barres verticales (rug plot) le long de l'axe des abscisses indiquent la distribution des valeurs pour la valeur quadratique moyenne de la vitesse du courant de marée.

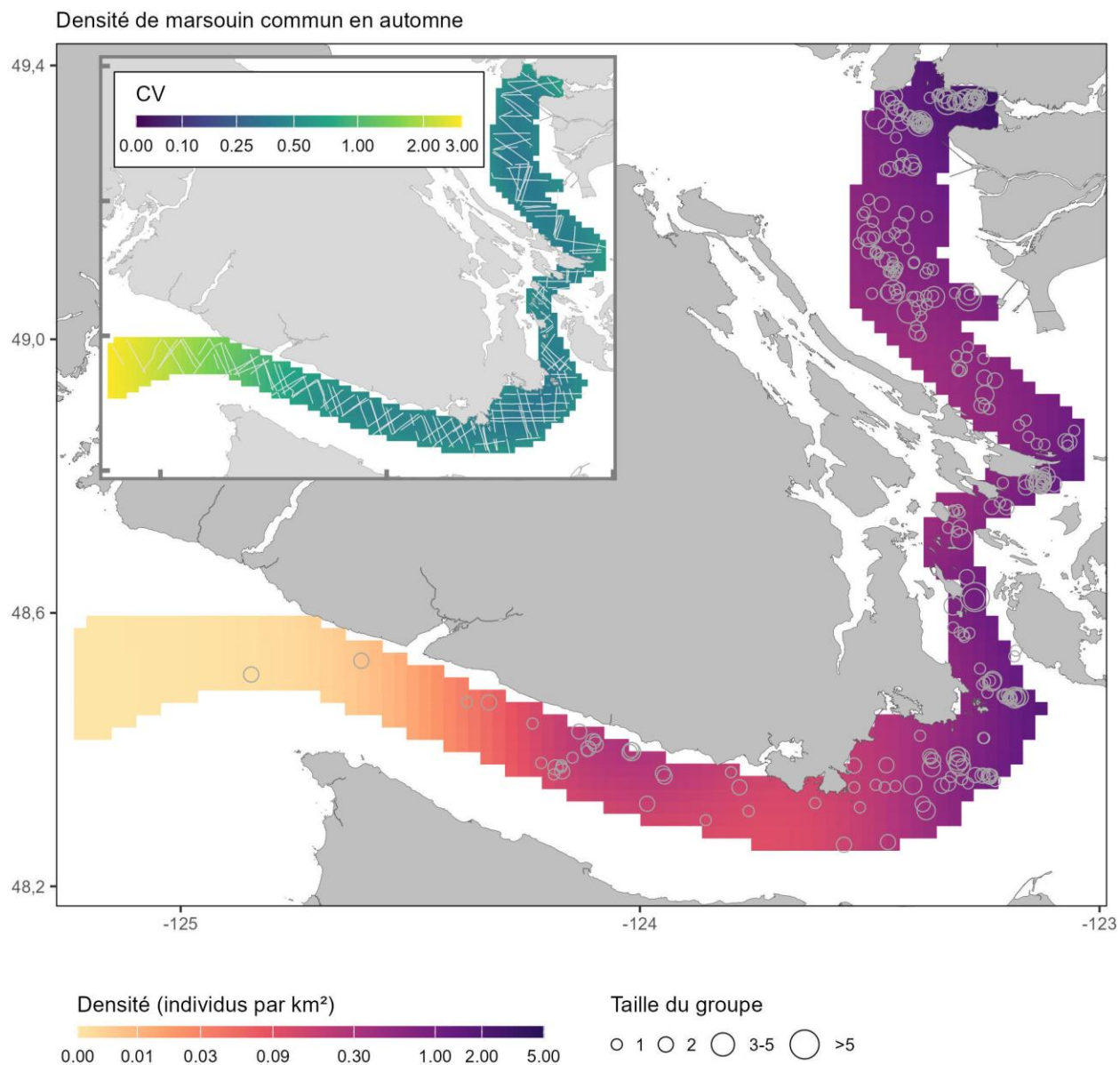


Figure 20. Densité de marsouins communs (individus par km²) à l'automne (octobre, novembre, décembre), selon les prédictions d'un modèle additif généralisé bionomial négatif qui est caractérisé par un outil de lissage spatial à deux variables ajusté au moyen d'une spline de régression « plaques minces » et comportant le mois comme facteur. L'estimation de l'abondance totale de marsouins communs à l'automne était de 1 552 individus (CV = 0,23). Les observations de marsouins communs ($n = 249$) effectuées pendant cette période sont représentées par des cercles vides; la taille relative des cercles indique la taille du groupe de marsouins communs. En médaillon : CV variables dans l'espace par cellule de grille de 4 km² pour le modèle de densité en surface sélectionné pour le marsouin commun à l'automne. L'effort de relevé effectué à l'automne est indiqué par les lignes de transect grises.

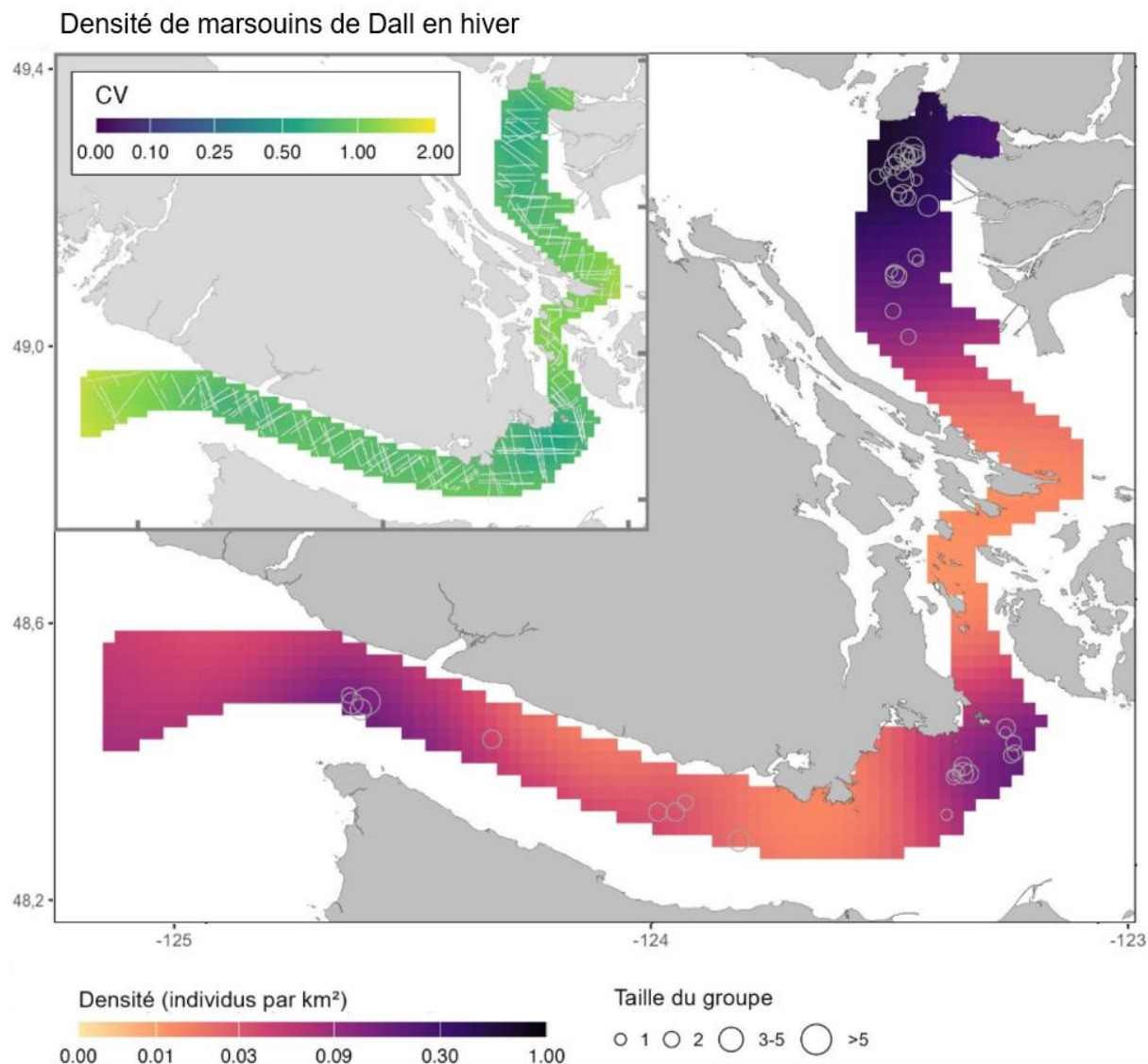


Figure 21. Densité de marsouins de Dall (individus par km²) pendant l'hiver (janvier, février, mars), selon les prédictions d'un modèle additif généralisé de Tweedie qui est caractérisé par un outil de lissage spatial à deux variables et un lissage de la température de surface de la mer, et un ajustement à l'aide de splines de Duchon. L'estimation de l'abondance totale de marsouins de Dall au printemps était de 336 individus (CV = 0,40). Les observations de marsouins de Dall ($n = 49$) effectuées pendant cette période sont représentées par des cercles vides; la taille relative des cercles indique la taille du groupe de marsouins de Dall. En médaillon : CV variables dans l'espace par cellule de grille de 4 km² pour le modèle de densité en surface sélectionné pour le marsouin de Dall en hiver. L'effort de relevé effectué pendant l'hiver est indiqué par les lignes de transect grises.

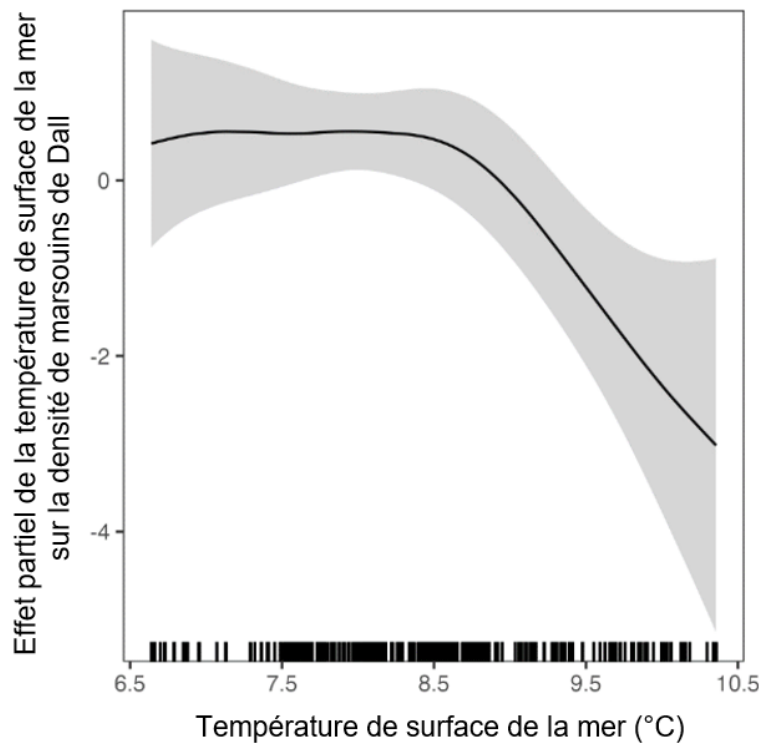


Figure 22. Graphique de l'effet partiel du lissage de la température de surface de la mer, d'après le modèle de densité en surface sélectionné pour le marsouin de Dall en hiver. Les zones ombrées représentent les intervalles de confiance à 95 %. Les barres verticales (rug plot) le long de l'axe des abscisses indiquent la distribution des valeurs échantillonnées pour la température de surface de la mer.

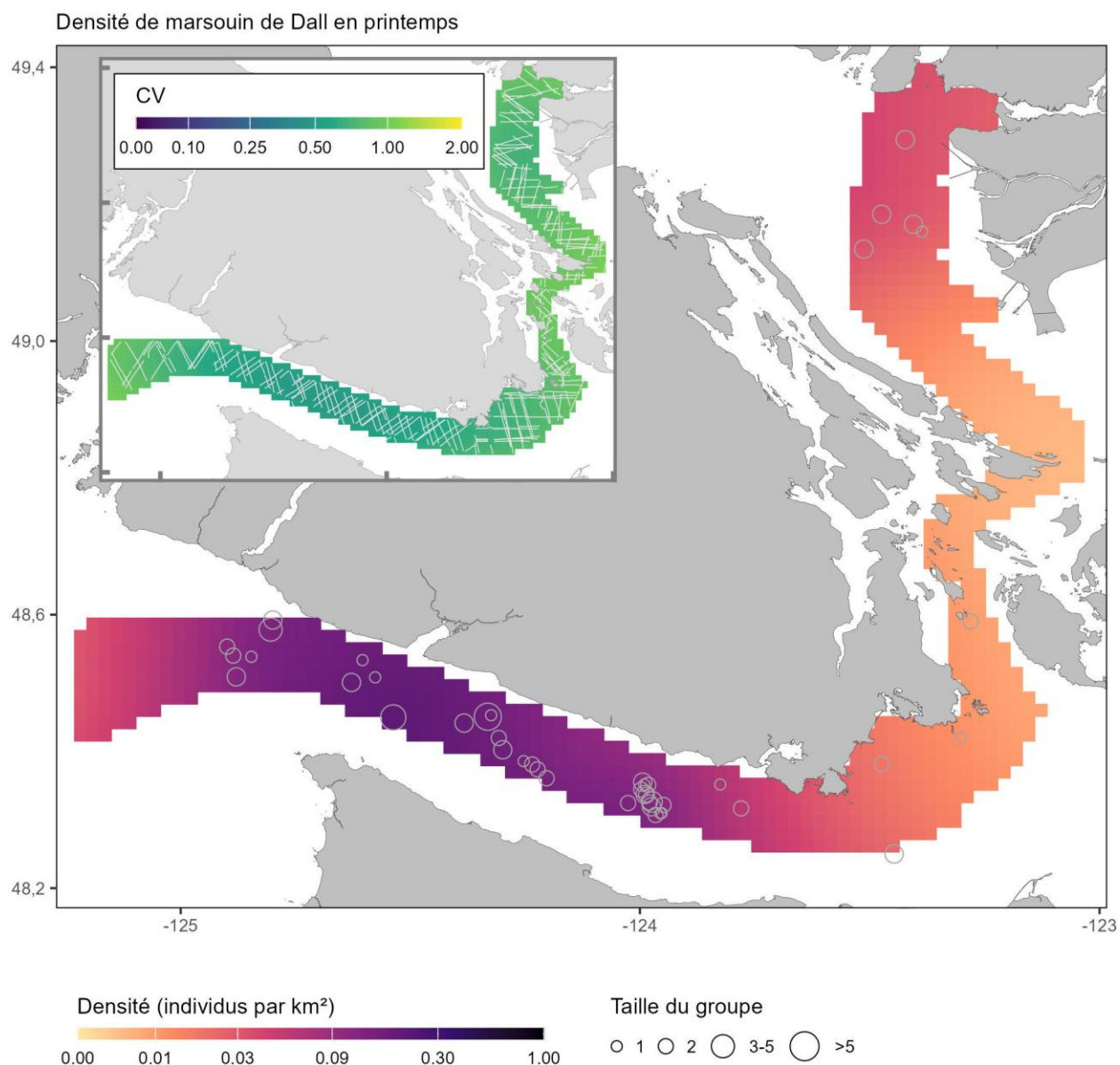


Figure 23. Densité de marsouins de Dall (par km²) au printemps (avril, mai, juin), selon les prédictions d'un modèle additif généralisé de Tweedie qui est caractérisé par un outil de lissage spatial à deux variables et un lissage de la pente, un ajustement à l'aide d'une spline de Duchon et l'utilisation du mois comme facteur. L'estimation de l'abondance totale de marsouins de Dall au printemps était de 201 individus (CV = 0,22). Les observations de marsouins de Dall ($n = 42$) effectuées pendant cette période sont représentées par des cercles vides; la taille relative des cercles indique la taille du groupe de marsouins de Dall. En médaillon : CV variables dans l'espace par cellule de grille de 4 km² pour le modèle de densité en surface sélectionné pour le marsouin de Dall au printemps. L'effort de relevé effectué au printemps est indiqué par les lignes de transect grises.

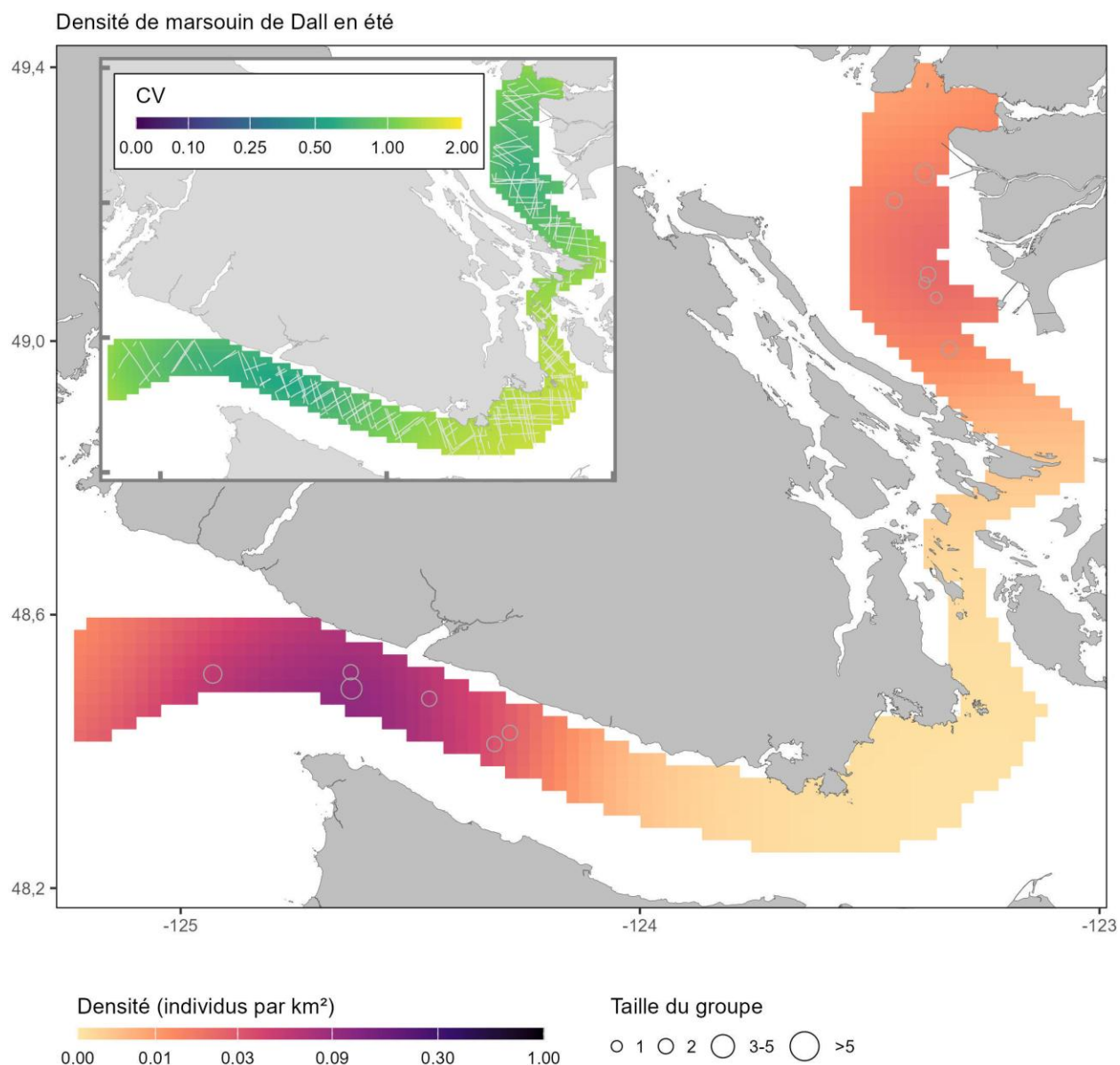


Figure 24. Densité de marsouins de Dall (individus par km²) pendant l'été (juillet, août, septembre), selon les prédictions d'un modèle additif généralisé de Tweedie qui est caractérisé par un outil de lissage spatial à deux variables à titre de seule covariable et qui a été ajusté au moyen d'une spline de Duchon. L'estimation de l'abondance totale de marsouins de Dall en été était de 76 individus (CV = 0,35). Les observations de marsouins de Dall ($n = 11$) effectuées pendant cette période sont représentées par des cercles vides; la taille relative des cercles indique la taille du groupe de marsouins de Dall. En médaillon : CV variables dans l'espace par cellule de grille de 4 km² pour le modèle de densité en surface sélectionné pour le marsouin de Dall en été. L'effort de relevé effectué pendant l'été est indiqué par les lignes de transect grises.

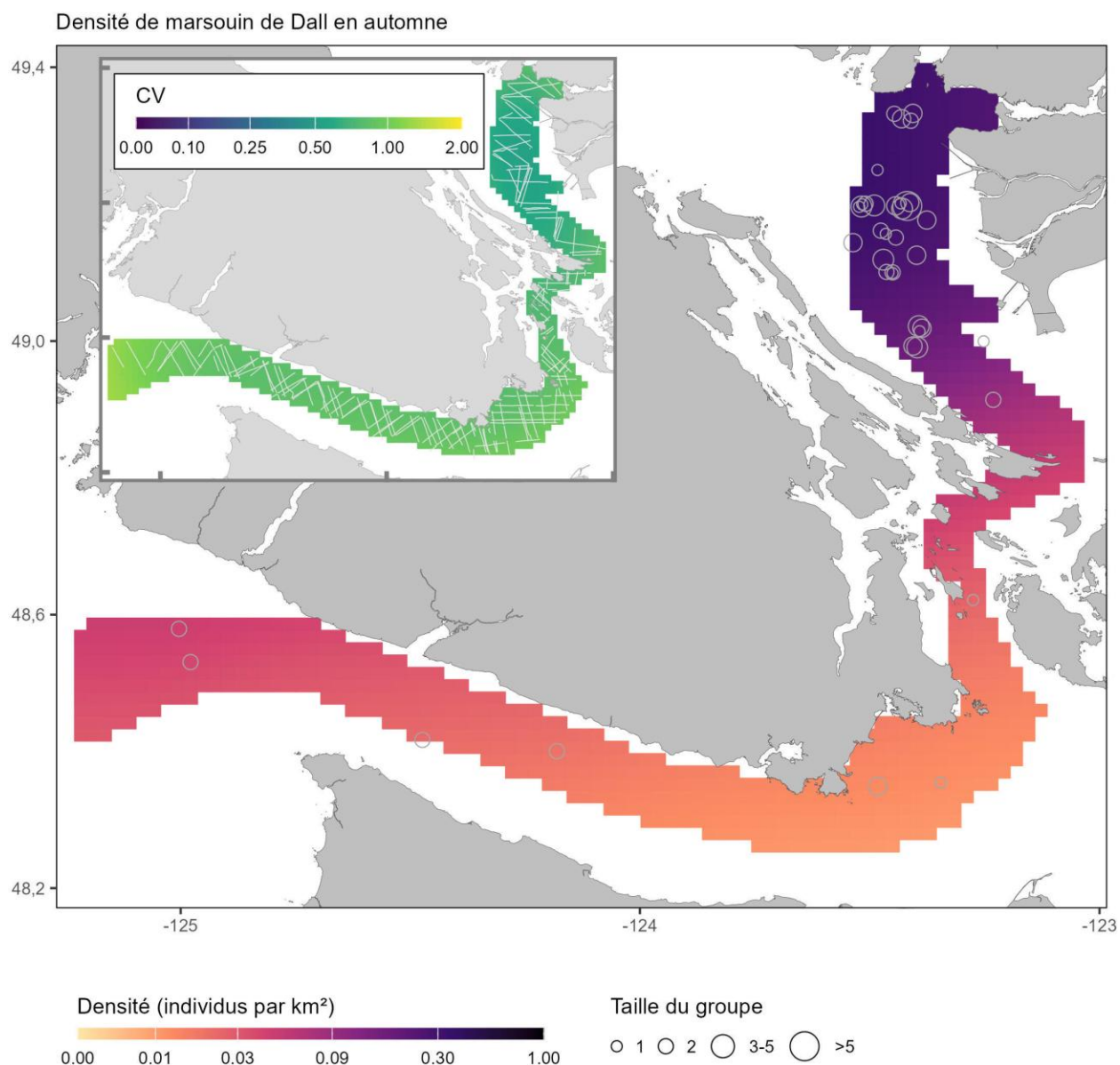


Figure 25. Densité de marsouins de Dall (par km²) à l'automne (octobre, novembre, décembre), selon les prédictions d'un modèle additif généralisé de Tweedie qui est caractérisé par un outil de lissage spatial à deux variables, qui a été ajusté à l'aide d'une spline de Duchon, et qui comprend l'année comme facteur. L'estimation de l'abondance totale de marsouins de Dall à l'automne était de 283 individus (CV = 0,47). Les observations de marsouins de Dall ($n = 37$) effectuées pendant cette période sont représentées par des cercles vides; la taille relative des cercles indique la taille du groupe de marsouins de Dall. En médaillon : CV variables dans l'espace par cellule de grille de 4 km² pour le modèle de densité en surface sélectionné pour le marsouin de Dall à l'automne. L'effort de relevé effectué à l'automne est indiqué par les lignes de transect grises.

ANNEXE A. COVARIABLES ENVIRONNEMENTALES

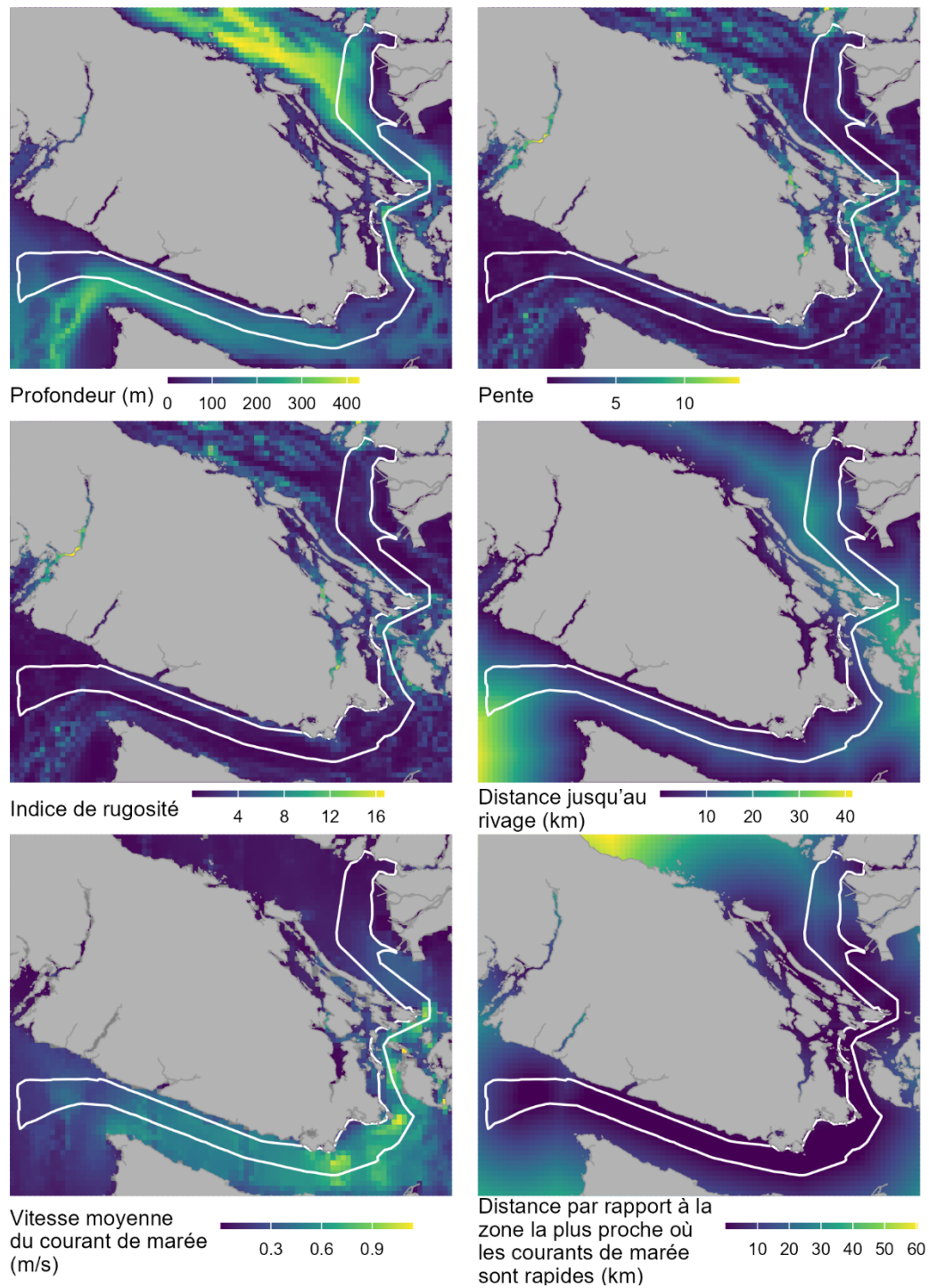


Figure A1. Covariables environnementales statiques envisagées dans les modèles de densité en surface candidats pour le rorqual à bosse, le marsouin commun et le marsouin de Dall. La zone d'étude est délimitée par une ligne blanche.

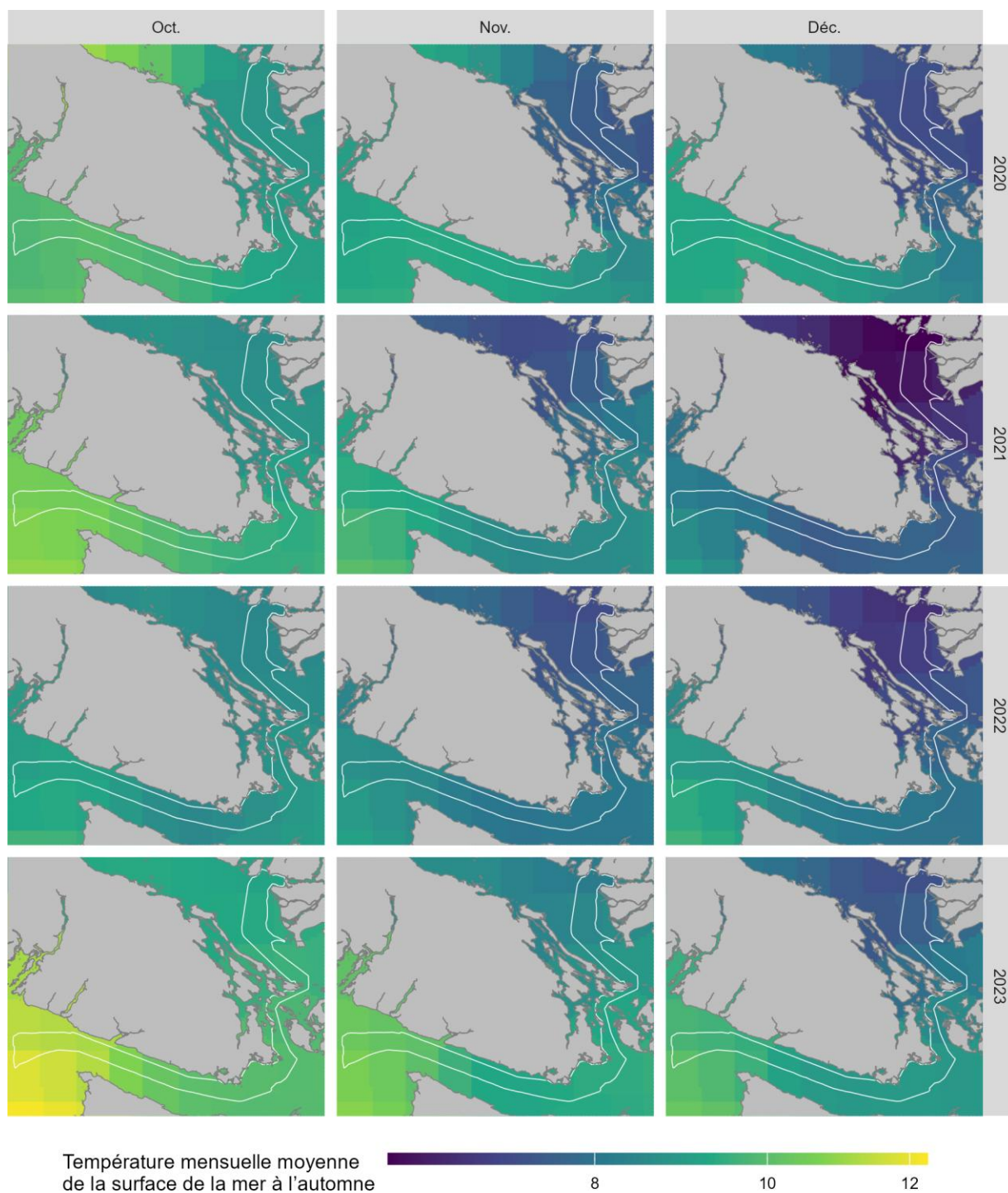


Figure A2. Température de surface de la mer (°C) moyenne variable dans l'espace, présentée par mois, pour les mois d'automne de 2020 à 2023. La zone d'étude est délimitée par une ligne blanche.

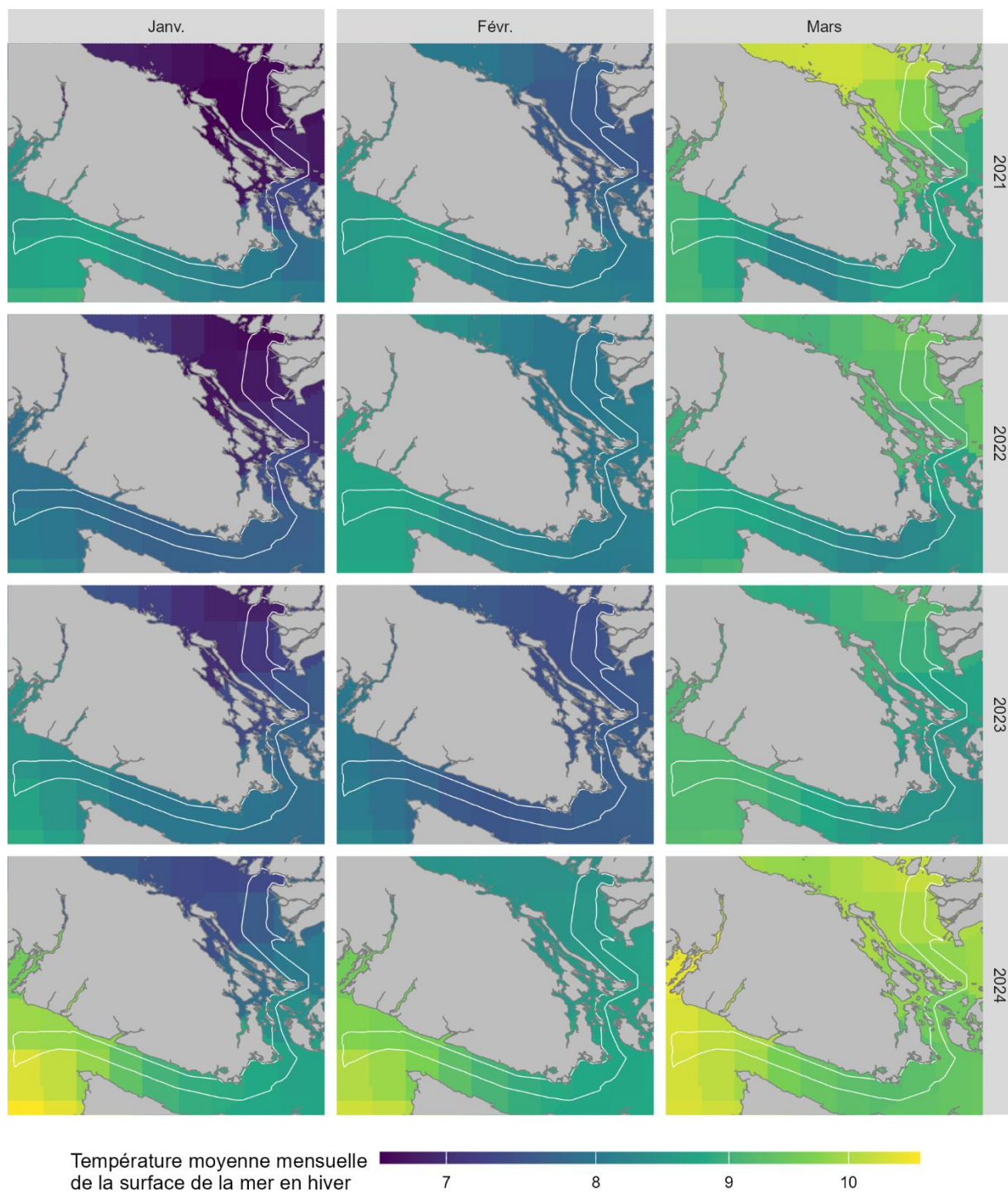


Figure A3. Température de la surface de la mer (°C) moyenne variable dans l'espace, présentée par mois, pour les mois d'hiver de 2021 à 2024. La zone d'étude est délimitée par une ligne blanche.