

Fisheries and Oceans Canada

Sciences des écosystèmes et des océans

s Ecosystems and Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2022/012

Région du Québec

Occurrence saisonnière et répartition spatiale de quatre espèces de rorqual vulnérables aux collisions avec les navires dans le parc marin du Saguenay– Saint-Laurent (Québec, Canada)

C. C. A. Martins¹, S. Turgeon¹, R. Michaud² et N. Ménard¹

¹Parcs Canada, Parc marin Saguenay–St-Laurent 182 rue de l'Église Tadoussac, Québec, G0T 2A0

²Groupe de recherche et d'éducation sur les mammifères marins 108 de la Cale-Sèche Tadoussac, Québec, G0T 2A0



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/ csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du ministère des Pêches et des Océans, 2022 ISSN 2292-4272 ISBN 978-0-660-45729-1 N° cat. Fs70-5/2022-012F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Martins, C.C.A., Turgeon, S., Michaud, R., et Ménard, N. 2022. Occurrence saisonnière et répartition spatiale de quatre espèces de rorqual vulnérables aux collisions avec les navires dans le parc marin du Saguenay–Saint-Laurent (Québec, Canada). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/012. v + 64 p.

Also available in English :

Martins, C.C.A., Turgeon, S., Michaud, R., and Ménard, N. 2022. Seasonal occurrence and spatial distribution of four species of baleen whales vulnerable to ship strikes in the Saguenay–St. Lawrence Marine Park (Quebec, Canada). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2022/012. v + 62 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	V
INTRODUCTION	1
MÉTHODES	3
RELEVÉ SYSTÉMATIQUE D'ÉCHANTILLONNAGE PAR DISTANCE	3
Zone et période du relevé	3
Plan de relevé et collecte des données	3
SUIVI DES ACTIVITÉS D'OBSERVATION EN MER	5
Zone de relevé et période	6
Conception du relevé et collecte des données	6
Préparation des données	6
COMPARAISON ET VALIDATION DU MODÈLE DE RÉPARTITION DES ESPÈCES	،، ر ع
PÉRIODE D'OCCURRENCE	0
RÉSULTATS	۵
RELEVÉ SYSTÉMATIQUE D'ÉCHANTILLONNAGE PAR DISTANCE	9
Petit rorgual	9
Rorqual commun	10
Rorqual bleu	10
SUIVI DES ACTIVITÉS D'OBSERVATION EN MER	10
Petit rorqual	11
Rorqual commun	11
Rorqual bleu	12
	12
PÉRIODE D'OCCURRENCE	12
	12
CONSIDÉRATIONS MÉTHODOLOGIOLIES	13 14
Échantillonnage systématique par distance	14
Suivi des activités d'observation en mer	15
MODÉLISATION DE LA DISTRIBUTION DES ESPÈCES (MDE)	17
HABITAT PRINCIPAL PRÉDIT POUR CHAQUE ESPÈCE	18
Petit rorqual	18
Rorqual commun Rorqual bleu	19
Rorqual à bosse	20
OCCURRENCE SAISONNIÈRE	20
CONCLUSION	21
REMERCIEMENTS	22
RÉFÉRENCES CITÉES	23

TABLEAUX	
FIGURES	
ANNEXES	61

RÉSUMÉ

L'information sur l'occurrence saisonnière et la répartition spatiale des baleines à fanons à fine échelle est essentielle pour concevoir des mesures de conservation efficaces. Compte tenu de l'intensité des activités de navigation qui chevauchent l'habitat des baleines, le parc marin du Saguenay–Saint-Laurent est considéré comme une zone à risque élevé de collision entre les navires et les cétacés. Des mesures de gestion visant à réduire les risques de collision et à minimiser les perturbations ont été incluses dans le *Règlement sur les activités en mer dans le parc marin du Saguenay – Saint-Laurent* qui régit les activités des bateaux commerciaux et récréatifs dans le parc. De plus, des mesures volontaires de protection à l'intérieur et aux alentours du parc marin ont été mises en œuvre en 2013 en collaboration avec l'industrie maritime dans le but de réduire au minimum le risque de collisions entre des navires et des baleines à fanons ainsi que les répercussions du bruit pour les bélugas de l'estuaire du Saint-Laurent.

Des ensembles de données de différents programmes de surveillance ont été analysés afin de caractériser l'occurrence et la répartition spatiale des baleines à fanons dans le parc marin et les eaux environnantes. L'approche de modélisation, appliquée à la fois aux bases de données de transects linéaires et d'échantillonnage ponctuel, nous a permis d'identifier les zones de densité relative prédite élevée de quatre espèces de baleines à fanons : le petit rorqual (*Balaenoptera acutorostrata*), le rorqual commun (*Balaenoptera physalus*), le rorqual bleu (*Balaenoptera musculus*) et le rorqual à bosse (*Megaptera novaeangliae*). L'utilisation de variables environnementales spatiales et fixes nous a permis de cartographier la densité des baleines dans l'espace et d'obtenir des renseignements précieux sur la répartition de chaque espèce dans la zone d'étude.

Dans l'ensemble, l'habitat principal potentiel du petit rorqual, du rorqual commun et du rorqual à bosse était situé dans les isobathes de 100 et 200 m, qui comprennent la tête du chenal Laurentien et ses pentes sous-marines nord et sud. Celui des rorquals bleus se trouvait dans la zone en aval de l'isobathe de 200 m au centre du chenal Laurentien.

À partir des ensembles de données combinés, l'analyse de données sur la présence et de l'absence des baleines indique que ces quatre espèces utilisent la zone au moins du début mai à la fin octobre, avec une période d'occurrence principale du début juin à la fin septembre. Les résultats de la modélisation des données d'échantillonnage ponctuel indiquent que l'occurrence des petits rorquals, des rorquals à bosse et des rorquals bleus a atteint un sommet de la fin juillet au début août, tandis que l'abondance relative des rorquals communs a augmenté jusqu'à la fin septembre. L'abondance relative a fluctué au fil des ans pour ces espèces, et d'autres analyses sont nécessaires pour comprendre les mécanismes sous-jacents qui orientent la dynamique de cet écosystème.

Ces résultats agrégés fournissent des renseignements précieux pour la conservation de l'habitat des cétacés fondée sur la science. De plus, ils permettent d'évaluer les besoins d'adaptation et d'élaboration de nouvelles mesures pour réduire les risques et la gravité des collisions entre les baleines et toutes les catégories de bateaux du parc marin du Saguenay–Saint-Laurent et des eaux environnantes.

INTRODUCTION

Dans l'estuaire du Saint-Laurent (ESL) [Québec, Canada], les eaux dans le parc marin du Saguenay-Saint-Laurent (ci-après, le parc marin) et autour de celui-ci sont bien connues pour la présence de la population résidente de bélugas (Delphinapterus leucas) qui est en voie de disparition et la grande diversité d'espèces de mammifères marins qui utilisent la région comme aire d'alimentation saisonnière. Compte tenu de l'importance écologique et des besoins de conservation des baleines dans l'ESL au-delà des limites du parc marin, une aire marine protégée (AMP) est proposée pour accroître la protection des espèces de baleines en péril (MPO 2020). Le parc marin est également bien connu pour la diversité et l'intensité des activités de navigation (Turgeon 2019). L'attrait des cétacés pour les activités d'observation en mer par bateau dans la région, et le fait que l'ESL soit une voie maritime majeure reliant les ports en amont du Saint-Laurent et des Grands Lacs et de la rivière Saguenay au reste du monde, peuvent mener à des rencontres rapprochées volontaires ou involontaires avec les baleines, ce qui accroît le risque de collision. Le chenal Laurentien (Figure 1), qui se caractérise par d'importantes pentes du plancher océanique, est une zone de remontée d'eau de marée (Saucier et Chassé 2000) où les baleines convergent pour se nourrir. Dans cette partie spécifique de l'ESL, les aires d'alimentation des baleines chevauchent les voies de navigation des navires. De plus, cette région côtière est bien desservie par des infrastructures maritimes sur les rives nord et sud de l'ESL, de sorte que les navires commerciaux d'observation des baleines et les bateaux de plaisance ont facilement accès aux zones fréquentées par les cétacés.

Compte tenu de l'intensité des activités de navigation qui peuvent chevaucher l'habitat des baleines, le parc marin peut être considéré comme une zone à risque élevé de collision avec les cétacés. Des mesures de gestion visant à réduire les risques de collision et à minimiser les perturbations ont été incluses dans le *Règlement sur les activités en mer dans le parc marin du Saguenay–Saint-Laurent* (Canada 2002), en particulier la limitation du nombre de permis d'observation des baleines, des limites de vitesse dans les zones d'observation, et des exigences relatives à la distance minimale à respecter par rapport aux baleines. Le règlement a également rendu obligatoire le signalement de tous les incidents de collisions à Parcs Canada. Toutefois, le règlement visait principalement à réduire les collisions avec les bélugas et les rorquals impliquant des navires commerciaux d'observation des baleines et des bateaux de plaisance.

Pour étendre les mesures de protection à l'industrie du transport maritime, un groupe de travail composé de représentants de l'industrie maritime, du gouvernement, d'organisations non gouvernementales et du milieu universitaire a été formé en 2011 (Chion et al. 2018). Étant donné que le risque de collisions avec des bélugas par les navires marchands était jugé faible en raison de leur grande mobilité, le groupe de travail s'est concentré sur les baleines à fanons. Le groupe de travail a donc défini des mesures volontaires de protection (figure 2) à l'intérieur et aux alentours du parc marin dans le but de réduire le risque et la gravité des collisions entre des navires et des baleines à fanons et de minimiser les répercussions du bruit causé par les navires sur les bélugas (Chion et al. 2018; MPO 2014). Ces mesures, en vigueur de mai à octobre (Garde côtière canadienne 2019), comprennent 1) une aire de ralentissement à 10 nœuds, qui correspond à une importante zone d'alimentation des baleines à la tête du chenal Laurentien; 2) une aire à éviter, qui correspond à une zone importante pour les rorquals bleus; 3) une route recommandée pour éviter une zone très utilisée par les troupeaux de bélugas composés de femelles, de baleineaux et de juvéniles; 4) une aire de prudence, qui correspond à la zone d'occurrence connue des baleines. Ces mesures volontaires étaient considérées comme provisoires et devraient être adaptées au cours des premières années de

1

mise en œuvre. Le groupe de travail a reconnu la nécessité de réunir les meilleures données scientifiques disponibles sur la répartition spatiale et temporelle des baleines sur lesquelles fonder tout examen de ces mesures volontaires provisoires.

L'objectif du présent document est de présenter de l'information sur l'occurrence saisonnière et la répartition spatiale à fine échelle des rorguals vulnérables aux collisions avec des navires dans l'ESL, à savoir le petit rorqual (Balaenoptera acutorostrata), le rorqual commun (Balaenoptera physalus), le rorqual bleu (Balaenoptera musculus) et le rorqual à bosse (Megaptera novaeangliae), plus particulièrement dans le parc marin et les eaux environnantes. Le présent document vient compléter l'information présentée par Mosnier et al. (2022), dans laquelle les relevés systématiques aériens et par bateau du ministère des Pêches et des Océans (MPO) pour les cétacés de l'ESL (1995-2017) ont été évalués. La modélisation de la distribution des espèces a été choisie pour caractériser la répartition et l'abondance relative des rorquals. Un modèle de distribution d'espèce (MDE) établit un lien statistique entre les tendances de répartition et les conditions environnementales en reliant les observations des animaux aux variables environnementales. Les MDE ont été largement utilisés à diverses fins. notamment pour expliquer et prédire les tendances de la répartition d'animaux marins mobiles dans divers écosystèmes (Guisan et Zimmerman 2000), pour orienter la désignation des AMP et pour éclairer le détournement d'importantes voies maritimes (p. ex., Gregr et al. 2013; Redfern et al. 2013), pour n'en nommer que quelques-unes.

Des ensembles de données provenant de différents programmes de surveillance ont été utilisés pour les analyses. Des relevés systématiques d'échantillonnage par distance par transect linéaire (TL), menés de 2006 à 2011, ont servi à établir un MDE pour chaque espèce et à estimer leur abondance relative (Hammond 2010), soit le nombre moyen d'individus de chaque espèce de rorqual dans le parc marin au cours de la période donnée (2006-2011). Un deuxième ensemble de données provient du suivi des activités d'observation en mer des mammifères marins (AOM), en cours depuis 1994. Les AOM consistent en des données systématiques d'observation, qui sont recueillies à bord de bateaux d'observation des baleines comme plateformes d'opportunité. Cet ensemble de données, composé d'échantillonnages ponctuels (EP), a également servi à établir un MDE pour chaque espèce de rorqual et à étudier la saisonnalité de l'utilisation de l'habitat. Les résultats des modèles par TL et par EP ont été comparés et validés à l'aide d'un troisième ensemble de données indépendantes sur l'occurrence et la répartition des baleines recueillies lors de relevés hydroacoustiques systématiques. La période d'occurrence des quatre espèces dans la région a fait l'objet d'une analyse combinée des ensembles de données susmentionnés et des données d'observation recueillies par les naturalistes dans le cadre d'un programme de science citoyenne (SC).

Les résultats du présent exercice améliorent non seulement notre compréhension de l'écologie des espèces visées par l'étude, mais ils fournissent également des renseignements précieux pour la conservation de l'habitat des cétacés fondée sur des données scientifiques. Combinés aux résultats fournis par Mosnier *et al.* (2022), ces résultats permettront au groupe de travail, coprésidé par Parcs Canada et le MPO, d'examiner l'efficacité des mesures de protection mises en place depuis 2013 sur les plans géographique et temporel. Ces résultats seront également utilisés pour évaluer si des mesures doivent être adaptées ou élaborées pour réduire les risques et la gravité des collisions avec toutes les catégories de bateaux du parc marin du Saguenay–Saint-Laurent et des eaux environnantes.

MÉTHODES

RELEVÉ SYSTÉMATIQUE D'ÉCHANTILLONNAGE PAR DISTANCE

Zone et période du relevé

La zone d'étude est située dans la portion maritime de l'ESL du parc marin du Saguenay–Saint-Laurent et dans les eaux environnantes (Figure 3). Les données ont été recueillies de la mi-juin à la fin septembre. Des relevés systématiques ont été effectués trois fois par semaine de 2006 à 2011, lorsque la météo le permettait, en suivant les protocoles d'échantillonnage par distance par transect linéaire (TL) (Buckland *et al.* 2015).

Plan de relevé et collecte des données

Les lignes de transect pour le relevé des rorquals ont été établies de manière à couvrir la tête du chenal Laurentien du littoral jusqu'à environ l'isobathe de 100 m. De 2006 à 2009, trois schémas en zigzag (transect 6, 7 et 8) composés de six lignes à angle égal et avec différents points de départ (choisis au hasard) ont été établis (Figure 3). Un relevé complet représentait environ 55 km, et les lignes avaient de 6 à 10 km de longueur. En 2010 et 2011, des lignes parallèles ont été adoptées (transect A, B, C, D, J, K et L). Chaque relevé était composé de cinq lignes situées à 7 km les unes des autres. Un relevé complet variait de 52 à 58 km selon la configuration du transect, et les lignes mesuraient de 7 à 14 km de longueur. L'ordre d'exécution des lignes de relevé (de l'aval vers l'amont de l'estuaire, ou vice-versa) variait durant la saison selon les conditions météorologiques. La disposition des lignes a été modifiée, de la disposition en zigzag à une disposition parallèle, mais les protocoles de collecte des données sont demeurés les mêmes, indépendamment de la disposition. Martins (2012) fournit une description complète des méthodes sur le terrain.

Des travaux sur le terrain ont été effectués par l'équipe de recherche du Groupe de recherche et d'éducation sur les mammifères marins (GREMM). Des relevés ont été effectués à bord du BpJam (Zodiac SRMN 600) à une vitesse constante de 15 nœuds. Des réunions de planification et des séances de formation ont eu lieu avant le début du projet en 2006 et avant chaque saison sur le terrain. Au cours de la même année, un seul observateur menait la plupart des relevés. L'observateur était placé sur une plateforme fixe à 1 m au-dessus du niveau de l'eau à l'avant du bateau, et surveillait constamment vers l'avant et dans une moindre mesure sur les côtés (c.-à-d. généralement à 45° de chaque côté du centre). En raison de la hauteur limitée de la plateforme de relevé, la zone de recherche a été limitée à un rayon de 2 km pour éviter le double comptage des baleines et limiter les erreurs d'estimation liées à la distance. L'angle de détection par rapport à la ligne a été mesuré au moyen d'une boussole électronique portative, et la distance a été estimée visuellement. Tous les observateurs ont étalonné leurs estimations de la distance par rapport aux objets avant une distance connue (mesurés à l'aide de radars ou de télémètres) au début des relevés chaque année et régulièrement pendant la saison sur le terrain. Les données ont été enregistrées dans un enregistreur vocal portatif et transcrites par la suite. L'espèce, la taille du groupe, la distance, l'angle de détection et des commentaires généraux ont été consignés à chaque observation. Les tracés de l'échantillonnage ont été enregistrés avec un GPS portatif Garmin Foretrex 301.

Analyse des données

Les conditions météorologiques (échelle de Beaufort, visibilité et couverture nuageuse) ont été associées à chaque observation. Seuls les jours d'échantillonnage pendant lesquels au moins deux lignes de transect ont été complétées avec de bonnes conditions météorologiques ont été inclus dans l'analyse.

La répartition de chaque espèce a été modélisée à l'aide de la méthode de comptage « count method » (Hedley et Buckland 2004) suivant une approche en deux étapes (Miller *et al.* 2013) : établir d'abord une fonction de détection, puis un modèle spatial incluant la fonction de détection. La librairie *Distance* du progiciel R (Miller *et al.* 2019) (version 0.9.8) a été utilisé pour ajuster une fonction de détection pour chaque espèce. Une troncature à droite de 5 % a été appliquée aux données de distance. Les données de toutes les années ont été regroupées par espèce, et la probabilité de détection a été estimée en fonction de la distance perpendiculaire seulement. Des modèles semi-normaux et à taux de risque (« hazard-rate ») ont été testés, et le modèle qui convenait le mieux aux données a été sélectionné selon le critère d'information d'Akaike (AIC) (Buckland *et al.* 2001). La librairie « *Density Surface Modelling* » du progiciel R (Miller *et al.* 2013) a été utilisée pour modéliser le nombre d'individus de chaque espèce en fonction des variables environnementales.

Chaque transect de longueur L résultant a été divisé en segments / de 2 km. Cette résolution a été choisie afin de s'assurer qu'il y ait peu de variabilité des caractéristiques physiques et environnementales dans les segments et de réduire le nombre de segments sans observation. Comme les transects étaient irréguliers, la longueur du segment final pouvait varier légèrement ; aucun segment n'était inférieur à 1 km ou supérieur à 3 km, mais les segments irréguliers étaient rares. Un point central a été attribué à chague segment, et les observations des baleines (nombre de groupes de chaque espèce) enregistrées dans le segment ont été attribuées à ce point. Chaque segment a ensuite été caractérisé par un ensemble de variables environnementales (Tableau 1, Figure 4). La longitude et la latitude correspondaient à la coordonnée du point central. La profondeur de l'eau et la pente du plancher océanique ont été obtenues à partir d'un modèle numérique de terrain à une résolution de 500 m. La pente en degrés a été obtenue avec l'outil Slope de l'extension Spatial Analyst d'ArcGIS (ESRI 2015). La moyenne et l'écart-type de la profondeur et de la pente ont été calculés en utilisant le point médian de chaque segment et ses environs dans un rayon d'un kilomètre. Les distances à la côte et à la principale zone de remontée d'eau ont été calculées comme distance la plus courte entre le point central et la côte nord et une ligne située à la tête du chenal Laurentien, respectivement. Elles ont été obtenues avec l'outil « Near » de la même extension. ArcGIS a été utilisé pour effectuer les opérations de système d'information géographique et cartographier les résultats. L'exploration des données a suivi les étapes définies par Zuur et al. (2009) et a été effectuée à l'aide de R (R Development Core Team 2017). La librairie R usdm (Naimi 2015) a été utilisée pour calculer l'indice du facteur d'inflation de la variance (FIV). Un FIV supérieur à trois indique une forte colinéarité et empêche l'utilisation de telles variables dans le même modèle.

Un modèle additif généralisé (GAM) (Hastie et Tibshirani 1990) a été utilisé pour modéliser le dénombrement comme une somme des fonctions lisses des covariables (z_{jk} avec k indexant les covariables spatiales et environnementales) et prédire un MDE pour chaque espèce. La valeur attendue de n_j a été modélisée comme une fonction des covariables comme suit :

$$E(n_j) = \hat{p}_j A_j \exp\left[\beta_0 + \sum_k f_k z_{jk}\right]$$

où la zone de segment A_j (2*wl_j*) multipliée par la probabilité de détection \hat{p} donne la zone effective, β_0 est l'ordonnée à l'origine et f_k sont les paramètres à estimer.

Une approche de modélisation en deux étapes a été exécutée pour chaque espèce, suivant quatre opérations : 1) ajuster une fonction de détection; 2) ajuster un GAM et effectuer la sélection du modèle; 3) prédire la densité des baleines dans toute la région étudiée; 4) estimer la variance et valider le modèle.

Fonction de détection

Aux fins de la présente analyse, la probabilité estimée de détection \hat{p}_i a été considérée comme étant égale pour tous les segments (c.-à-d., indépendamment des observateurs, de la hauteur des vagues, etc.). Une analyse antérieure des données a montré que ces variables ont peu d'effet sur la détection de ces espèces (Martins 2012). S'il n'y a pas de covariables autres que la distance dans la fonction de détection, la probabilité de détection est constante pour tous les segments.

Ajustement et sélection du modèle

Les dénombrements ont été modélisés comme une distribution binomiale négative avec une fonction de lien logarithmique, qui est appropriée pour les données de dénombrement contenant de nombreux zéros. L'aire du segment A_j multipliée par la probabilité de détection \hat{p} a été utilisée comme compensation. En plus d'un modèle global, l'année a été incluse comme facteur pour obtenir des prédictions annuelles de l'abondance relative. Les modèles avec et sans termes d'interaction et avec et sans transformation des données (logarithme ou racine carrée) ont été comparés en utilisant l'AIC et le pourcentage de déviance expliqué. Si les degrés de liberté estimés étaient proches de 1 (ce qui indique une relation linéaire), le modèle était testé avec ce terme comme prédicteur linéaire (Wood et Augustin 2002). Les résidus des modèles ont été examinés visuellement pour vérifier la normalité et l'homogénéité de la variance des résidus.

Prédiction du modèle

La grille de prédiction a été conçue pour couvrir la zone de relevé systématique originale et une zone tampon pour minimiser l'effet de bordure. Une grille hexagonale a été choisie, car elle réduit aussi l'effet de bordure. La taille des cellules de la grille a été choisie pour se rapprocher de la superficie de la compensation et a été fixée à 4 km². La grille de prédiction était composée de 125 cellules. Les mêmes variables environnementales attribuées aux segments ont été attribuées aux cellules de la grille de prédiction. Le meilleur modèle global (selon l'AIC) pour chaque espèce a été utilisé pour prédire la densité relative des individus (nombre de baleines par km²) pour chaque cellule de la grille. Dans les cartes de prédiction, la densité a été regroupée en trois catégories : *faible* : comprend toutes les valeurs inférieures à la moitié de l'écart-type; et *élevée* : comprend toutes les valeurs supérieures à la moitié de l'écart-type au-dessus de la moyenne.

Estimation de la variance et validation du modèle

L'incertitude de prédiction a été obtenue en utilisant la théorie du GAM et la fonction *dsm.var.gam.* Les intervalles de confiance recueillis au moyen de cette fonction sont habituellement comparables à ceux obtenus avec leurs équivalents bootstrap (Miller *et al.* 2013). L'autocorrélation spatiale des résidus du modèle a été étudiée au moyen d'un variogramme à l'aide de la librairie *gstat* du progiciel R v.2.0.2 (Pebesma 2004). La violation de l'hypothèse d'indépendance a été évaluée en comparant le variogramme empirique des résidus avec l'enveloppe Monte Carlo du variogramme empirique calculée à partir de 999 permutations aléatoires indépendantes des résidus (Diggle et Ribeiro 2007). Pour ce faire, nous avons utilisé le module *variosig* du progiciel R (version 0.3) (Wang et Furrer 2020). Une carte du coefficient de variation de la densité relative prédite pour chaque espèce a été présentée.

SUIVI DES ACTIVITÉS D'OBSERVATION EN MER

Zone de relevé et période

Le suivi des activités d'observation en mer des mammifères marins (AOM) couvre le parc marin du Saguenay–Saint-Laurent et les eaux environnantes. La présente analyse se limitait au parc marin pour permettre des comparaisons avec les relevés systématiques par TL. En général, les données ont été recueillies de juin à septembre de 1994 à 2018, cependant l'effort d'échantillonnage varie d'une année à l'autre.

Conception du relevé et collecte des données

Des données systématiques ont été recueillies par des observateurs à bord de bateaux commerciaux d'observation des baleines dans le parc marin. Une description complète des méthodes sur le terrain est fournie ailleurs (p. ex., Michaud et al. 2010; Martins et al. 2018). Deux catégories de bateaux ont été utilisées comme plateformes d'échantillonnage : des grands bateaux (~78 à 112 pieds de longueur, 243 à 689 passagers) et des petits bateaux (~30 à 50 pieds de longueur, 12 à 60 passagers). L'effort sur le terrain a été organisé pour couvrir toutes les journées de la semaine, mais le nombre d'excursions d'observation des baleines échantillonnées pendant une saison sur le terrain variait d'une année à l'autre selon le type de bateau et le port d'attache. Les excursions échantillonnées étaient toujours celles qui partaient à la mi-journée (12 h à 15 h). Pour chaque excursion, l'observateur a consigné la date, le port d'attache, le nom et le type de bateau ainsi que son parcours à une précision d'une minute, et a effectué un balayage complet de la zone dans un rayon de 2 km du bateau à des intervalles de 10 minutes. Pour chaque balayage, le nombre d'individus par espèce et le nombre de bateaux par catégorie ont été notés. Ces balayages, étiquetés comme bloc d'observation instantanée (BOI), ont une durée trois minutes et consistent à un échantillonnage ponctuel (EP). Toutefois, trois BOI de chaque excursion ont été prolongées à cing minutes et ont été étiquetées comme dénombrement systématique (DS), la différence étant la durée de l'échantillonnage ponctuel (plus long qu'un BOI) et que la prise de données était suivi d'un schéma des observations (Figure 5). Comme chaque excursion durait de deux à trois heures (selon la catégorie de bateau), l'observateur effectuait habituellement 12 à 18 échantillonnages ponctuels, les DS correspondaient aux 4^e, 7^e et 10^e échantillonnages pour les excursions plus courtes et aux 5^e, 8^e et 11^e pour les plus longues. Nonobstant leur durée, chaque EP était caractérisée par la vitesse du bateau, les conditions d'observation (visibilité et hauteur des vagues), le nombre de groupes (et la taille des groupes) de toutes les espèces de mammifères marins et l'activité du bateau. La dernière a été classée en quatre catégories : 1) observation des baleines, 2) recherche ou déplacement. 3) observation des phoques ou des oiseaux, ou 4) observation du paysage. Pendant l'observation des baleines, l'espèce cible a également été identifiée. Depuis 2009, une nouvelle variable indique si l'activité d'un BOI est dépendante (continue) ou indépendante (discontinue) de l'activité précédente (c.-à-d., si un même rorqual commun est observé pendant trois BOI consécutifs, les deux derniers seront identifiées comme BOI continu).

Préparation des données

La base de données complète a été filtrée afin de ne conserver que les excursions de juin à septembre (mois comportant des efforts de collecte de données similaires) avec de bonnes conditions météorologiques à partir de trois ports : Tadoussac, Les Bergeronnes et Les Escoumins. De plus, seuls les EP effectués lors que le bateau était en activité d'observation des baleines (activité 1) ont été utilisés dans l'analyse. Cette restriction garantit que les données utilisées dans l'analyse proviennent d'EP obtenus lorsque le bateau était immobile ou presque

immobile, et nous avons supposé que l'échantillonnage ponctuel couvrait une zone statique d'un rayon de 2 km. Pour réduire au minimum les dénombrements en double et l'autocorrélation des données, seuls les DS ont été conservés de 1994 à 2008 et seul les BOI discontinus ont été conservé de 2009 à 2018 dans l'analyse (Figure 6). La différence de durée (BOI par rapport à DS) n'a pas été prise en considération, et les échantillonnages ponctuels sont désignés ciaprès comme EP.

Analyse des données

Comme dans d'autres études comportant des plans de relevé non systématiques, un cadre de modélisation par grille a été choisi (*p. ex.* Canadas *et al.* 2005; Schleimer *et al.* 2019). La même grille hexagonale décrite ci-dessus a été utilisée, mais se limitait à la portion maritime de l'ELS du parc marin et était composée de 89 cellules. La profondeur (m) et la pente (°) présentées dans la section précédente ont été attribuées aux cellules de la grille. Le module *usdm* du progiciel R (Naimi 2015) a été utilisé pour calculer l'indice du facteur d'inflation de la variance (FIV) et la colinéarité parmi les variables. L'effort d'échantillonnage a été défini comme le nombre d'EP dans une cellule de la grille. Le nombre d'individus par espèce et l'effort ont été regroupés pour chaque mois et année, ce qui a donné un maximum de 100 sous-unités temporelles (4 mois et 25 ans) par cellule de grille.

Un GAM a été utilisé pour modéliser le nombre d'individus de chaque espèce observée dans chaque cellule de grille comme une somme des fonctions linéaires et lisses des covariables (*zjk* avec *k* indexant les covariables spatiales et environnementales) et prédire un MDE pour chaque espèce. La valeur attendue des observations pour une cellule donnée n_j de la grille a été modélisée comme une fonction des covariables comme suit :

$$E(n_j) = \exp\left[\beta_0 + \sum_k f_k z_{jk}\right] * Effort$$

où β_0 est le point d'intersection et f_k sont les paramètres à estimer. L'effort était le nombre de fois où une cellule de la grille a été visitée.

Une approche basée sur la grille a été exécutée pour chaque espèce en suivant les trois étapes décrites ci-dessous : 1) ajuster un GAM et effectuer la sélection du modèle; 2) prédire l'abondance relative des baleines dans toute la région étudiée et 3) estimer la variance et valider le modèle.

Ajustement et sélection du modèle

Le nombre de baleines par cellule de grille a été modélisé comme une distribution binomiale négative avec une fonction de lien logarithmique, qui est appropriée pour les données de dénombrement contenant de nombreux zéros. Le maximum de vraisemblance restreint a été utilisé comme paramètre de lissage et le terme gamma a été fixé à 1,4 pour réduire le surajustement dans les cas comportant relativement peu d'observations par variable. Le logarithme de l'effort a été inclus comme terme de compensation dans le modèle pour tenir compte de la variabilité de l'effort spatial dans la zone d'étude. Les GAM ont été effectués avec la librairie *mgcv* du progiciel R (Wood 2017).

Les modèles avec et sans termes d'interaction et avec et sans transformation des données (logarithme ou racine carrée selon la distribution) ont été comparés en utilisant l'AIC et le pourcentage de déviance expliqué. Afin d'examiner la saisonnalité du modèle d'utilisation de l'habitat, l'interaction entre la variable mois et les variables environnementales a été testée. Le mois et l'année ont été ajoutés au modèle comme facteur. L'année a été regroupée en quatre catégories combinant des années consécutives (1994-1999, 2000-2005, 2006-2011, 2012-

2018) pour réduire le nombre de facteurs. Le choix du regroupement a permis de comparer la période partagée avec les relevés par TL (2006-2011). Les résidus des modèles ont été examinés visuellement pour vérifier la normalité et l'homogénéité de la variance des résidus.

Prédiction du modèle

La même grille a été utilisée pour prédire une abondance relative (individus par BOI) pour chaque cellule de la grille. Le terme de compensation a été fixé à un BOI. Pour les espèces dont le mois en interaction avec la profondeur ou la pente a été retenu lors de la sélection du modèle, une carte de la densité mensuelle a été prédite. Comme le modèle a produit des prédictions distinctes pour chaque groupe d'années, on a calculé la moyenne de l'abondance relative pour l'ensemble de la série chronologique. Dans les cartes de prédiction, la densité a été regroupée en trois catégories : *faible* : comprend toutes les valeurs inférieures à la moitié de l'écart-type de la moyenne; *moyenne* : comprend la densité moyenne plus ou moins la moitié de l'écart-type au-dessus de la moyenne.

Estimation de la variance et validation du modèle

Pour évaluer l'incertitude de la prédiction, des coefficients de variation (CV) moyens globaux ont été calculés pour chaque espèce à partir d'une simulation aléatoire. À partir des répartitions des coefficients finaux du modèle, 1 000 vecteurs de coefficients ont été simulés aléatoirement avec l'aide de la librairie *MASS* du progiciel R (version 7.3-51.1) (Venables et Ripley 2002) et ont été utilisés pour générer 1 000 prédictions. Des cartes illustrant les CV ont été produites pour chaque espèce.

L'autocorrélation spatiale des résidus du modèle a été étudiée au moyen d'un variogramme à l'aide de la librairie *gstat* du progiciel R v. 2.0.2 (Pebesma 2004). La violation de l'hypothèse d'indépendance a été évaluée en comparant le variogramme empirique des résidus avec l'enveloppe Monte Carlo du variogramme empirique calculée à partir de 999 permutations aléatoires indépendantes des résidus (Diggle et Ribeiro 2007). Pour ce faire, nous avons utilisé la librairie *variosig* du progiciel R (version 0.3) (Wang et Furrer 2020).

COMPARAISON ET VALIDATION DU MODÈLE DE RÉPARTITION DES ESPÈCES

Une validation visuelle des MDE obtenus avec chaque ensemble de données (TL et EP) a été effectuée. Une base de données indépendante sur les observations de baleines à fanons recueillies de 2009 à 2018 à bord du bateau *L'Alliance* lors de relevés hydroacoustiques systématiques réalisés par Parcs Canada a été superposée aux prédictions des modèles. Le relevé hydroacoustique suivait des lignes en zigzag et de transect parallèle (selon l'année), et les observations de mammifères marins à moins de 1 km devant le bateau (rayon de 180°) ont été enregistrées systématiquement. La position de chaque observation a été corrigée à l'aide de l'angle et de la distance de détection (estimée visuellement par un observateur formé).

L'évaluation de la pertinence des mesures de protection volontaires actuelles visant à réduire la gravité et le risque de collisions entre les navires et les baleines à fanons dépassait la portée du présent rapport, mais les mesures ont été incluses dans les cartes finales à titre informatif.

Les résultats de modélisation tirés de chaque ensemble de données (TL et EP) ont été comparés en fonction des variables conservées et des prédictions spatiales pour chaque espèce. Bien que les valeurs ne soient pas directement comparables, les prédictions résultant du TL (individus par km²) et de l'EP (individus par BOI) ont été normalisées, et une analyse de régression linéaire a été effectuée. Seules les cellules partagées de la grille ont été conservées pour cette analyse.

PÉRIODE D'OCCURRENCE

Pour compléter l'information sur la période d'occurrence des rorquals dans la zone d'étude, une quatrième base de données tirées d'un programme de science citoyenne (SC) a été utilisée. Les données de la SC ont été recueillies par des naturalistes expérimentés à bord de grands bateaux d'observation des baleines (d'une longueur approximative de 78 à 112 pieds, de 243 à 689 passagers) exploités dans le parc marin depuis 2008. Les naturalistes enregistrent les observations quotidiennes des mammifères marins pour chaque excursion, ce qui comprend l'information minimale recommandée par le comité d'observation des baleines de la SC : date, nom du collecteur de données, nom du bateau, heures de début et de fin de la sortie et observations des mammifères marins. Le territoire utilisé par les bateaux d'observation des baleines participant au programme de la SC est limité à la zone située entre Tadoussac et Les Bergeronnes (Martins *et al.* 2018). L'ensemble de données de la SC n'a servi qu'à extraire des renseignements sur la présence quotidienne de rorquals dans la zone.

Les données sur la présence, l'absence et l'effort de quatre ensembles de données ont été regroupées par semaine (de mai à octobre) et affichées par espèce pour les années partagées par la plupart des bases de données (2006 à 2018). Les relevés de l'échantillonnage à distance par TL (2006-2011) et les relevés hydroacoustiques (2009-2018) ont été regroupés dans une seule catégorie de relevés systématiques par transect linéaire. Le portrait de la présence/l'absence/l'effort hebdomadaire des trois catégories (SC : science citoyenne; Sys : relevés systématiques par transect linéaire; AOM : suivi des activités d'observation en mer) a été présenté séparément par année.

RÉSULTATS

RELEVÉ SYSTÉMATIQUE D'ÉCHANTILLONNAGE PAR DISTANCE

Un total de 7 330,8 km (Figure 6) ont été couverts pendant les mois d'été de 2006 à 2011, répartis en 136 jours de relevé. Au total, 1 067 groupes et 1 287 observations de baleines à fanons ont été enregistrés (Figure 7). Les observations pour lesquelles l'identification des espèces n'était pas possible (33 groupes) n'ont pas été utilisées dans l'analyse. Les petits rorquals et les rorquals communs sont les espèces qui ont été le plus observées. Après avoir fractionné les lignes de transect, un total de 3 779 segments étaient disponibles pour établir le MDE. Tableau 2 indique le nombre de détections utilisées dans l'analyse pour chaque espèce ainsi que la probabilité de détection ajustée et la largeur effective de la bande « effective strip width » (ESW). La fonction *hazard-rate* a été sélectionnée selon l'AIC pour modéliser les données de distance des quatre espèces (Figure 8, Figure 9, Figure 10, Figure 11).

Le variogramme des résidus pour toutes les espèces de rorqual est présenté à l'annexe 1. Il n'indique pas la présence de l'autocorrélation spatiale. Le coefficient de variation du MDE prédit pour chaque espèce est présenté à l'annexe 2.

Petit rorqual

Pour le petit rorqual, le meilleur modèle comprenait la latitude, la profondeur, l'écart-type de la pente (ayant fait l'objet d'une transformation logarithmique) et l'année (

Tableau 3, Figure 12). Le nombre de petits rorquals a diminué de façon linéaire avec une plus grande latitude, ou de l'amont à l'aval, a été associé à des pentes abruptes – des cellules de la grille avec un écart-type de la pente plus élevé et a atteint un sommet à environ 100 m de profondeur. Le meilleur modèle selon l'AIC expliquait 37,8 % de l'écart. Le MDE prédit pour le petit rorqual (Figure 16) a mis en évidence l'importance de la tête du chenal Laurentien et des pentes abruptes pour l'espèce. La densité moyenne prédite était de 0,468 individu par km².

Selon les estimations, le nombre moyen d'individus se trouvant dans la zone d'étude durant cette période était de 58 petits rorquals (IC à 95 % : 46 à 75, CV : 12,6 %; Tableau 4). L'abondance relative estimée du petit rorqual a fluctué d'une année à l'autre et était significativement plus faible (0,001) en 2008 comparativement à l'année de référence (2006).

Rorqual commun

Pour le rorqual commun, le meilleur modèle comprenait la longitude, la profondeur, la pente (log-transformée) et l'année (Tableau 3, Figure 13). Le nombre de rorquals communs diminue de façon linéaire lorsque la longitude augmente, ou en passant de l'amont à l'aval et est associé à des pentes modérées et à des profondeurs entre 80 et 150 m. Leur nombre était plus faible dans les eaux peu profondes et profondes. Le meilleur modèle (c.-à-d., l'AIC le plus bas) expliquait 44,8 % de l'écart. Le MDE prédit pour le rorqual commun (Figure 16) met en évidence pour l'espèce l'importance de la tête du chenal Laurentien. La densité moyenne était de 0,110 individu par km² et selon les estimations, le nombre moyen d'individus se trouvant dans la zone d'étude durant cette période était de 14 rorquals communs (IC à 95 % : 10 à 20, CV : 18,4 %; Tableau 4). Comme pour le petit rorqual, l'abondance relative estimée du rorqual commun a fluctué au fil des années et était beaucoup plus faible (0,001) qu'en 2006 en 2008 et en 2011.

Rorqual bleu

Pour le rorqual bleu, le meilleur modèle comprenait la latitude, la profondeur, l'écart-type de la pente (log-transformée) et l'année (Tableau 3, Figure 14). Le nombre de rorquals bleus augmente linéairement avec une latitude croissante, étant plus élevé dans la partie en aval de la zone d'étude. Ils étaient associés aux eaux profondes, et leur nombre était plus faible dans les pentes modérées. Le meilleur modèle expliquait 19,4 % de l'écart. Le MDE prédit pour le rorqual bleu (Figure 16) a mis en évidence pour l'espèce, l'importance de la partie en aval de la zone d'étude, au large des Escoumins. La densité moyenne a été estimée à 0,014 individu par km² et selon les estimations, le nombre moyen d'individus se trouvant dans la zone d'étude durant cette période était de deux rorquals bleus (IC à 95 % : 1 à 3, CV : 28,5 %; Tableau 4). L'abondance relative estimée des rorquals bleus a peu varié au cours de cette période (chaque année était significativement différente [0,001] de la référence).

Rorqual à bosse

Pour le rorqual à bosse, le meilleur GAM comprenait la longitude, la profondeur, l'écart-type de la pente (log-transformée) et l'année (Tableau 3, Figure 15). Le nombre de rorquals à bosse diminue linéairement avec une longitude croissante, étant plus élevé en amont de la zone d'étude, et augmente avec la profondeur, étant plus élevé dans les zones allant jusqu'à 150 m de profondeur, et dans les zones à pentes abruptes. Le meilleur modèle selon l'AIC expliquait 18,8 % de l'écart. Le MDE prédit pour les rorquals à bosse (Figure 16) a mis en évidence l'importance de la tête du chenal Laurentien et de la zone le long des pentes sur la côte nord jusqu'à Les Bergeronnes. La densité moyenne a été estimée à 0,008 individu par km² et selon les estimations, le nombre moyen d'individus se trouvant dans la zone d'étude durant cette période était d'un rorqual à bosse (IC à 95 % : 1 à 2, CV : 26,4 %; Tableau 4). L'abondance

relative estimée des rorquals à bosse a peu varié au cours de cette période (toutes les années étaient significativement différentes (0,001) de 2006, mais pas l'une de l'autre).

SUIVI DES ACTIVITÉS D'OBSERVATION EN MER

Après la sélection des données, 3 121 EP ont pu être analysés à partir de 1 596 excursions. Ces excursions partaient principalement du port d'attache de Tadoussac (71,7 %). Les efforts aux Bergeronnes (13,8 %) et aux Escoumins (14,5 %) étaient plus faibles et relativement semblables les uns aux autres (Figure 18). La répartition géographique de l'effort d'échantillonnage (EP) est illustrée à la figure 18. Après la mise en commun des données mensuelles, un total de 1 531 cellules temporelles de la grille avec effort étaient disponibles.

Le nombre d'individus observés par EP pour chaque espèce est illustré à la figure 19. Les données sont caractérisées par un très grand nombre de zéros. Pour le petit rorqual, un total de 1 434 EP avec observations non nulles étaient disponibles. Ces EP comptent un nombre total d'individus observés variant de 1 à 19 avec une moyenne de 2,4. Pour le rorqual commun, un total de 2 090 EP avec observations non nulles étaient disponibles. Ces EP comptent un nombre total d'individus observés variant de 1 à 47 avec une moyenne de 3,5. Pour le rorqual bleu, un total de 239 EP avec observations non nulles étaient disponibles. Ces EP comptent un nombre total d'individus observés variant de 1 à 47 avec une moyenne de 3,5. Pour le rorqual bleu, un total de 239 EP avec observations non nulles étaient disponibles. Ces EP comptent un nombre total d'individus observés variant de 1 à 4 avec une moyenne de 1,2. Pour le rorqual à bosse, un total de 624 EP avec observations non nulles étaient disponibles. Ces EP comptent un nombre d'individus observés variant de 1 à 4 avec une moyenne de 1,3.

Petit rorqual

Pour le petit rorqual, le meilleur modèle comprenait l'année, le mois, une interaction du mois et de la profondeur, et la pente ayant fait l'objet d'une transformation logarithmique en interaction avec le mois (Tableau 5). Le meilleur modèle expliquait 33,9 % de l'écart. Les valeurs résiduelles du modèle respectaient la normalité et l'homogénéité de la variance des résidus. Le nombre de petits rorquals était plus élevé dans les zones peu profondes et diminuait dans les eaux d'une profondeur de plus de 100 m et était associé à des pentes modérées (Figure 20). Leur abondance relative a augmenté au cours de la saison et fluctué au fil des ans. Elle a été considérablement plus basse (p < 0,001) pendant la période de 2000 à 2005 que de 1994 à 1999. Le MDE prédit pour les petits rorquals a mis en évidence l'importance de la tête du chenal Laurentien et des pentes sous-marines (figure 21, figure 28). Les prédictions par mois montraient un patron spatial semblable avec de légères différences. Les prédictions du MDE affichaient les CV les plus élevés parmi les grilles de la partie en aval de la zone d'étude, dans les eaux profondes, où l'abondance relative prédite était faible (Annexe 3).

Le variogramme des valeurs résiduelles n'indique pas la présence de l'autocorrélation spatiale pour aucune espèce (Annexe 4).

Rorqual commun

Comme pour le petit rorqual, le meilleur modèle pour le rorqual commun comprenait l'année, le mois, une interaction du mois et de la profondeur, et la pente ayant fait l'objet d'une transformation logarithmique en interaction avec le mois (Tableau 5). Le meilleur modèle selon l'AIC expliquait 42,5 % de l'écart. Les valeurs résiduelles du modèle respectaient la normalité et l'homogénéité de la variance des résidus. Le nombre de rorquals communs atteignait un sommet dans la plage de profondeur de 50 à 100 m et était associé à des pentes modérées (Figure 22). Leur abondance relative a augmenté linéairement au cours de la saison et a diminué considérablement au fil des ans. Les trois périodes suivantes à 1994 - 1999 présentent une abondance nettement inférieure à cette période. Tout comme le MDE prédit pour le petit

rorqual, les prédictions pour le rorqual commun ont mis en évidence l'importance de la tête du chenal Laurentien et des pentes sous-marines (figure 23, figure 28). Les prédictions par mois montrent le même patron spatial avec de légères différences. Les CV les plus élevés du MDE se trouvaient le long de la partie en aval de la zone d'étude et étaient généralement inférieurs à ceux du petit rorqual (Annexe 3).

Rorqual bleu

Pour le rorqual bleu, le meilleur modèle comprenait l'année, le mois, la pente et la profondeur en interaction avec le mois (Tableau 5). Le modèle selon l'AIC expliquait 36,7 % de l'écart. Les valeurs résiduelles du modèle respectaient la normalité et l'homogénéité de la variance des résidus. Le nombre de rorquals bleus augmente de façon linéaire avec la profondeur et les pentes abruptes (Figure 24). Leur abondance relative a augmenté au cours de la saison et a atteint un sommet à la fin juillet. L'abondance relative a fluctué et était significativement plus élevée au cours des périodes de 2000 à 2005 et de 2012 à 2018 qu'au cours de la période de 1994 à 1999, et plus faible que cette dernière au cours de la période de 2006 à 2011. Contrairement aux zones prédites pour le petit rorqual et le rorqual commun, les prédictions pour le rorqual bleu ont mis en évidence l'importance de la zone profonde de la portion en aval de la zone d'étude (Figure 25, Figure 28). Les prédictions par mois montrent le même patron spatial avec de légères différences. Les CV les plus élevés du MDE se trouvaient le long de la partie amont de la zone d'étude et étaient généralement inférieurs à ceux du petit rorqual (Annexe 3).

Rorqual à bosse

Pour le rorqual à bosse, le meilleur modèle comprenait l'année, le mois, la pente et la profondeur (Tableau 5). L'interaction avec le mois n'était pas significative et, par conséquent, aucune prédiction par mois n'était possible. Le meilleur modèle selon l'AIC expliquait 27,5 % de l'écart. Les valeurs résiduelles du modèle respectaient la normalité et l'homogénéité de la variance des résidus. Le nombre de rorquals à bosse était plus élevé dans la plage de profondeur de 100 à 200 m, atteignant un sommet à 150 m de profondeur et a diminué dans les zones à pente abrupte (Figure 26). Leur abondance relative a augmenté pendant la saison avec un sommet en juillet et août. L'abondance relative du rorqual à bosse au cours des trois périodes suivantes à 1994 – 1999 était significativement plus élevée que dans cette période. Les prédictions pour le rorqual à bosse ont mis en évidence l'importance de la tête du chenal Laurentien et des pentes sous-marines (Figure 27). Les CV les plus élevés se trouvaient le long de la partie en aval de la zone d'étude et étaient généralement inférieurs à ceux du petit rorqual (Annexe 3).

COMPARAISON ET VALIDATION DU MODÈLE DE DISTRIBUTION DES ESPÈCES

Dans l'ensemble, les mêmes variables ont été conservées pour modéliser la distribution des quatre espèces de rorqual dans la zone d'étude. La profondeur et la pente ont été conservées dans tous les modèles, tandis que la latitude a également été retenue pour le petit rorqual et le rorqual bleu, et la longitude a été retenue pour le rorqual commun et le rorqual à bosse. Les prédictions spatiales tirées de chaque modèle pour la même espèce étaient assez semblables (Figures 29 à 32). Les prédictions spatiales tirées des TL et de l'EP pour le petit rorqual ont montré le plus grand consensus. La zone située entre les isobathes de 100 et 200 m, qui comprend la tête du chenal Laurentien et les pentes abruptes au nord et au sud du chenal Laurentien, ont été identifiés comme habitats importants pour le petit rorqual, le rorqual commun et le rorqual à bosse. Malgré les différences dans la couverture spatiale de la partie en aval de la zone d'étude, les zones prédites de densités moyennes à élevées pour le rorqual bleu étaient principalement situées en aval et plus profondes que l'isobathe de 200 m. Les pentes abruptes du chenal Laurentien comprises entre les isobathes de 100 et 200 m ont été prédites comme des zones de densité moyenne à élevée pour le petit rorqual, le rorqual commun et le rorqual à bosse. Les pentes de la falaise sud ont également été prédits comme habitat important pour les rorquals bleus.

Le chevauchement des observations du relevé hydroacoustique systématique avec le MDE prédit tiré des deux ensembles de données (TL et EP) fournit une validation indépendante des habitats importants identifiés par les prédictions (Figures 29a-32a). Sur le plan visuel, le chevauchement des observations est uniforme pour trois des quatre espèces : le petit rorqual, le rorqual commun et le rorqual à bosse. La collecte de données de cet ensemble de données indépendant se limite à la portion de l'estuaire maritime de l'ESL du parc marin, ce qui réduit le chevauchement avec l'habitat important prédit pour le rorqual bleu. Malgré les légères différences entre le MDE tiré de chaque ensemble de données, le chevauchement avec les mesures volontaires provisoires de protection met en évidence le même résultat global (Figures 29b-32b) : la zone de ralentissement, qui se limite aux limites du parc marin, chevauche la plupart des habitats importants prédits pour le rorqual bleu tiré du modèle par TL chevauche légèrement avec la zone à éviter en aval le long de la côte nord.

Les valeurs de densité relative tirées de chaque ensemble de données ne peuvent pas être comparées directement, mais l'analyse de régression présentée aux figures 29c-32c montre que pour le petit rorqual et le rorqual bleu, les deux modèles ont été en mesure de déterminer les zones de densité faible et élevée. Toutefois, les modèles de l'EP ont été moins efficaces pour repérer les régions à faible densité pour le rorqual commun et le rorqual à bosse.

PÉRIODE D'OCCURRENCE

De 2006 à 2018, un total de 258 jours de relevés systématiques ont été effectués par la combinaison des relevés systématiques par transect et des relevés hydroacoustiques. Des données ont été recueillies par des observateurs sur les bateaux d'observation des baleines (AOM) pendant 1 696 jours au cours de cette période et pendant 2 596 jours par les naturalistes du programme de science citoyenne. Les données sur la présence, l'absence et l'effort hebdomadaire pour chaque ensemble de données couvraient la période allant du début mai à la fin octobre (Figure 33). Les données de la science citoyenne. D'après ces ensembles de données, le petit rorqual était habituellement déjà présent dans la région au début mai et toujours présent à la fin octobre à la fin de la période de collecte des données de la SC. Le rorqual commun arrivait habituellement à la fin mai et était toujours présent à la fin octobre. Le profil d'occurrence du rorqual bleu est celui qui a varié le plus au fil des ans et a été grandement amélioré par la combinaison des différentes sources de données. Dans l'ensemble, leur présence dans la zone d'étude s'est concentrée de juillet à septembre. La présence du rorqual à bosse a été enregistrée du début juillet à la fin septembre.

DISCUSSION

Des habitats principaux potentiels de quatre espèces de rorquals ont été identifiés dans le parc marin du Saguenay–Saint-Laurent et en aval. Les résultats spatiaux présentés ici concordent avec les relevés systématiques à grande échelle effectués par le MPO (Mosnier *et al.* 2022) qui ont permis de déterminer les zones de probabilité d'occurrence des rorquals dans l'ensemble de l'ESL, tandis que nos résultats fournissent des estimations de densité relative pour ces mêmes espèces. Notre collecte de données se limitait aux limites du parc marin et aux eaux environnantes, mais comme le montrent Mosnier *et al.* (2022), elle correspond aux principales zones d'agrégation à l'intérieur de l'ESL pour les petits rorquals, les rorquals communs et les rorquals à bosse, ce qui corrobore l'importance du parc marin comme habitat pour les rorquals. Notre analyse de 25 ans de collecte systématique de données à fine échelle (AOM) montre que l'abondance relative des rorquals fluctue au fil du temps. Cela renforce l'importance de la surveillance à long terme et à fine échelle pour comprendre les mécanismes sous-jacents qui orientent la dynamique de cet écosystème. Le scénario actuel des changements climatiques mondiaux en cours met l'accent sur la nécessité d'adopter une approche multidisciplinaire pour améliorer notre compréhension et notre gestion de cet écosystème unique. La présence de baleines dans la région est orientée par la disponibilité des proies et les signaux des changements climatiques mondiaux (p. ex. augmentation de la température de l'eau, réduction de la couverture de glace pendant l'hiver, diminution de la concentration d'oxygène dans les masses d'eau plus profondes, augmentation de la fréquence des marées rouges) ont déjà été détectés dans la région (p. ex. Starr *et al.* 2017; Galbraith *et al.* 2019).

Les résultats présentés ici fournissent des informations essentielles aux gestionnaires et intervenants du parc marin du Saguenay–Saint-Laurent et seront inclus dans le programme de surveillance de Parcs Canada. Ensemble, nos résultats et ceux présentés par Mosnier *et al.* (2022) fournissent les meilleurs renseignements pour la planification spatiale marine afin d'améliorer la conservation de l'habitat des cétacés dans l'ESL.

CONSIDÉRATIONS MÉTHODOLOGIQUES

Échantillonnage systématique par distance

L'exactitude de la méthode d'échantillonnage par distance repose sur trois suppositions principales : 1) les animaux sur la ligne de transect sont détectés avec certitude ou que g(0) = 1; 2) les objets sont détectés à leur emplacement initial ou qu'aucun mouvement dirigé vers ou contre la plateforme de relevé n'est observé (c.-à-d. que les baleines ne sont pas attirées ou repoussées); et 3) l'angle et la distance par rapport aux animaux enregistrés sont aussi exacts que possible (Buckland et al. 2001). Martins (2012) aborde en profondeur la façon dont la méthodologie utilisée lors des inventaires par TL répond à ces suppositions et la mesure dans laquelle les résultats pourraient être affectés. Pour les espèces de cétacés qui passent la majeure partie de leur temps sous la surface de l'eau (biais de disponibilité), le non-respect de la première supposition est fréquent et entraîne des biais négatifs dans les estimations de la densité (Buckland *et al.* 2001). Les estimations connues de g(0) pour les grandes baleines en raison d'un biais de perception (les animaux étaient à la surface, mais les observateurs ne les ont pas vus) varient de 0.9 à 1 (Barlow 1995; Williams et al. 2006), tandis que pour les petits rorquals, elles peuvent être beaucoup plus faibles. Selon une étude menée dans l'Atlantique Nord, 56 à 68 % des petits rorquals ne sont pas observés (Skaug et Schweder 1999). Dans le présent relevé par TL, deux facteurs pourraient avoir influencé g(0): l'observateur unique (biais de perception) et la vitesse du bateau (biais de disponibilité). La méthode est habituellement appliquée avec au moins deux observateurs, chacun balayant un côté différent de la ligne de transect et doublant l'effort sur la ligne. La vitesse du bateau a un effet direct sur la disponibilité des animaux (c.-à-d. le moment où un animal se trouve dans le champ de vision d'un observateur). Nous supposons que nos estimations pourraient être biaisées négativement principalement pour les petits rorquals en raison des caractéristiques de l'espèce (p. ex. plus petite taille, absence de souffle visible).

L'inspection des histogrammes de distance perpendiculaire (aucune donnée groupée) pour toutes les espèces n'indique pas la présence de mouvement avant la détection. La fonction de détection présentait une épaule, et même pour les espèces rares où le principal problème était le faible nombre d'observations pour établir une fonction de détection. le mouvement avant la détection ne semble pas être un problème. Les angles ont été enregistrés à l'aide d'une boussole électronique portative, mais les distances ont été estimées visuellement. Même si les observateurs étalonnaient souvent leurs estimations à l'aide du radar du bateau, on sait qu'ils ont tendance à arrondir à des valeurs pratiques malgré l'utilisation d'instruments de mesure (Buckland et al. 2001). La hauteur de la plateforme de relevé a aussi un effet direct sur la plage de détection, qui à son tour variera selon le comportement de l'espèce. Zerbini et al. (2006) ont signalé des distances radiales moyennes de 2,72 km et 2,66 km pour des rorquals communs et à bosse détectés et de 1,3 km pour les petits rorquals à partir de plateformes de relevé à au moins 10 m au-dessus du niveau de la mer. Ici, la zone de recherche a été limitée à 2 km pour minimiser le double comptage d'espèces plus petites et obtenir des estimations plus précises de la distance. Cette procédure ne classe pas la méthodologie utilisée comme un véritable transect en bande, mais les estimations sont quelque peu biaisées en conséquence, car certains animaux, s'ils sont détectés au-delà de 2 km, sont sortis de leur position initiale. D'après les limites présentées ci-dessus, nous supposons que ce biais est négligeable. De plus, la largeur effective de la bande était inférieure à 2 km pour toutes les espèces. Les relevés effectués à partir de grands navires (avec des hauteurs d'environ 10 m au-dessus du niveau de la mer) pour les grandes baleines donnent habituellement lieu à une ESW plus élevée (Andriolo et al. 2010; Clapham et al. 2003; Zerbini et al. 2004).

Les extrémités des zigzags représentent une source potentielle de biais (Dawson *et al.* 2008). En plus de la possibilité de compter deux fois le même animal dans deux lignées consécutives, après avoir récemment fait une observation près d'une extrémité, l'observateur pourrait inconsciemment biaiser son effort d'observation au début de la prochaine étape (Dawson *et al.* 2008). Le nombre d'observations de petits rorquals aux extrémités des zigzags était élevé principalement dans les zones proches du littoral nord, près des pentes abruptes, où l'espèce a tendance à se concentrer pour se nourrir. Le plan d'échantillonnage a été modifié après l'analyse préliminaire des données des relevés de 2006 à 2008, et un plan parallèle de transect a été utilisé en 2010 et en 2011 pour améliorer la collecte des données et éviter cette source potentielle de biais. De plus, la limite sud des lignes a été étendue pour inclure la zone au-delà des pentes abruptes du sud.

En résumé, les estimations fournies ici, qui indiquent le nombre moyen d'individus de chaque espèce utilisant cette zone, sont probablement conservatrices et biaisées négativement. Il est important de souligner que le parc marin ne représente qu'une partie de l'aire d'alimentation de la plupart de ces espèces. Des études par photo-identification, réalisées depuis la fin des années 1970 dans la région, pourraient fournir dans un proche avenir une estimation exacte du nombre d'animaux utilisant cette région ou de la taille réelle de la population. Toutefois, à des fins de gestion, ces estimations relatives de l'abondance ont fourni un portrait précieux de la région du parc marin.

Suivi des activités d'observation en mer

Le suivi AOM est le plus long programme de surveillance systématique en place dans la zone d'étude. La collecte des données suit un protocole bien établi qui a très peu changé depuis son commencement en 1994. Le protocole visait à répondre à des questions précises de gestion (voir Martins *et al.* 2018 pour un aperçu), et son utilisation pour d'autres types d'analyses est possible en tenant compte de ses limites. Un aspect abordé par Michaud *et al.* (1997, 2003) est que la zone couverte par chaque plateforme de relevé diffère. Les gros bateaux qui partent de Tadoussac couvrent une superficie plus petite que les petits bateaux qui partent du même port, car ces derniers se déplacent plus rapidement et peuvent atteindre des zones plus en aval. Pour certains types d'analyses, les données AOM sont limitées à une seule plateforme pour

traiter cet aspect (Martins *et al.* 2018). Dans la présente analyse, l'effort spatial a été pris en compte dans le modèle, ce qui a réduit l'effet du type de bateau à partir duquel les données ont été recueillies. Cet aspect demeure pertinent pour l'analyse temporelle de la présence et sera abordé plus en détail. D'autres aspects pertinents seront abordés ici : l'effet de l'observateur, la perception et le biais de disponibilité.

L'observateur responsable de la collecte des données a changé au fil des ans, mais il était généralement le même au cours d'une saison donnée et pour chaque port de départ. L'information recueillie au cours d'un BOI est fondée sur le nombre d'observations par espèce dans un rayon de 2 km et elle est influencée par la capacité de l'observateur à détecter les animaux et à estimer visuellement la distance (afin de garantir que la collecte des données couvre la même surface et est limitée à 2 km). Tous les observateurs ont été formés par un technicien expérimenté et, depuis 2007, un télémètre a été utilisé pour estimer les distances. Lorsqu'un télémètre n'était pas disponible, les observateurs ont utilisé le radar de l'embarcation pour étalonner leurs estimations pendant la période de formation et aussi souvent que possible. La variation du ravon de recherche d'un observateur à l'autre peut également varier selon les conditions météorologiques (p. ex. l'échelle de Beaufort peut avoir une incidence sur la capacité d'estimer visuellement les distances). Un observateur qui inclut les animaux détectés plus loin de 2 km biaise positivement la densité d'un BOI donné tandis qu'un autre qui limite la zone à moins de 2 km la biaise négativement. L'observateur n'a pas été pris en compte dans la présente analyse; une analyse ultérieure pourrait examiner son effet sur les densités estimées. Outre la capacité des observateurs d'estimer le ravon de recherche, il pourrait y avoir des variations entre eux en ce qui a trait à la perception (c.-à-d. les animaux étaient à la surface, mais n'ont pas été aperçus), et les données AOM peuvent aussi être influencées par la disponibilité des animaux.

Deux étapes ont été effectuées pendant la préparation des données pour permettre l'utilisation de données dont la disponibilité est comparable. Les données originales comprenaient les EP recueillis pendant les excursions complètes, qui ont été filtrées pour ne conserver que les EP lorsque le bateau était en mode observation (c.-à-d. immobile ou presque immobile). Cette étape était nécessaire pour garantir un EP presque stationnaire. La deuxième étape visait à éliminer l'effet des pseudo-absences. Comme mentionné dans les méthodes, l'EP peut durer trois ou cinq minutes. Durant un EP où l'espèce cible identifiée est un rorqual à bosse, par exemple, il peut arriver que l'animal soit en plongée pendant toute la durée de l'EP, mais sa présence est connue dans le rayon de recherche. Les EP qui durent cinq minutes donnent plus de temps à la baleine de remonter à la surface que les EP de trois minutes. Pour corriger cette situation, les animaux qui n'étaient pas à la surface pendant l'EP, mais qui ont été identifiés comme étant l'espèce cible de l'EP (c.-à-d. la raison pour laquelle le bateau était en mode observation) ont été considérés comme étant présents pour l'EP donné. Cette mesure a été appliquée pour toutes les espèces, mais n'a modifié que le nombre d'EP avec présence de rorquals à bosse, de rorquals communs et de rorquals bleus, mais pas de petits rorquals. Cette correction était également nécessaire pour faire une distinction avec les zones d'observations nulles.

Les résultats obtenus grâce à l'analyse des 25 années de données du programme AOM nous ont permis de produire une cartographie des observations de la répartition des rorquals (moyenne et pendant la saison) dans le parc marin et nous ont donné une indication de la façon dont leur abondance relative a fluctué au fil du temps. Il s'agit de la plus longue base de données systématique sur les rorquals dans l'ESL, et la poursuite de ce programme de surveillance dans le parc marin et dans les eaux environnantes fournira des renseignements précieux pour mettre en œuvre les mesures de gestion adaptative des activités humaines nécessaires pour contribuer à la conservation des baleines.

MODÉLISATION DE LA DISTRIBUTION DES ESPÈCES (MDE)

L'approche de modélisation appliquée aux données par TL et par EP a permis de déterminer les habitats principaux potentiels, ou les zones à densité relative prédite élevée, pour les quatre espèces de rorquals. Les zones identifiées par chaque ensemble de données sont cohérentes. ce qui permet d'affirmer que l'approche de modélisation a permis de déterminer les habitats principaux de chaque espèce dans la zone d'étude. Une comparaison visuelle avec les résultats tirés des relevés systématiques effectués par le MPO, qui modélisait la probabilité d'occurrence pour la même espèce, valide les résultats présentés ici. Les zones de densité relative prédite élevée correspondent aux zones de probabilité d'occurrence plus élevée pour chaque espèce présentée dans Mosnier et al. (2022), ce qui valide l'importance du parc marin comme principale aire d'alimentation pour le rorqual commun, le petit rorqual et le rorqual à bosse dans l'ESL. Selon leur modèle, la zone de probabilité d'occurrence principale des rorquals bleus est contiguë, mais à l'extérieur de la zone du parc marin, en aval de Les Escoumins, corroborant une fois de plus les résultats obtenus avec les données par TL et EP pour cette espèce qui couvraient la périphérie de l'habitat principal des rorquals bleus. Nos résultats fournissent une estimation de la densité relative ou du nombre moyen d'animaux d'une espèce donnée qui devraient se trouver dans la zone d'étude un jour donné au cours de la saison. L'abondance relative par TL correspond au nombre moyen d'individus par km carré, tandis que l'abondance relative de l'EP représente un nombre moyen d'individus par unité de BOI (2 km autour de l'observateur). En plus de prouver son utilité comme indice d'abondance relative à des fins de surveillance à long terme, les deux peuvent également servir à modéliser le risque de collisions entre les embarcations et les baleines (p. ex. Vanderlaan et al. 2008; Vanderlaan et al. 2009) ou l'exposition au niveau du bruit (p. ex. Aulanier et al. 2016).

L'utilisation de variables environnementales spatiales et fixes nous a permis de cartographier la densité des baleines dans la zone d'étude, ce qui fournit de précieux renseignements sur la répartition de chaque espèce. La latitude et la longitude ont été ajoutées comme approximation d'autres variables non prises en compte dans le modèle. Les répartitions avec Tweedy et quasipoisson, qui sont souvent recommandées pour des données trop dispersées, ont été testées, mais non conservées lors de la sélection du modèle. La sélection du mois dans l'interaction avec des variables fixes appuie l'hypothèse selon laquelle, pour certaines espèces, l'utilisation de l'habitat varie légèrement au cours de l'année et peut varier d'une année à l'autre. Toutefois, nous suggérons que les différences mensuelles sont principalement une fonction du nombre total d'individus présents dans la région, c'est-à-dire un modèle de dépendance à la densité. Les variables environnementales dynamiques qui n'ont pas été prises en compte ici (p. ex. marée, température de la surface de la mer) jouent un rôle important dans les modèles d'utilisation de l'habitat de certaines espèces de cétacés. Les rorquals communs présentent un profil de déplacement quotidien marqué dans la zone d'étude, qui peut être régi par le cycle des marées (Michaud et Giard 1997). À marée haute, les animaux ont tendance à être concentrés le long des pentes, tandis qu'à marée basse, ils sont plus dispersés sur le territoire (APC, données non publiées). Une tendance similaire a également été signalée dans le golfe du Maine (Johnston et al. 2005), où l'occurrence de l'espèce était associée aux marées montantes. L'inclusion de variables dynamiques comme la marée dans le modèle donnerait lieu à des cartes de prédiction pour chaque état de marée; si l'utilisation de cette information dynamique est nécessaire à des fins de gestion, ces variables pourraient être intégrées au modèle.

Malgré certaines différences spatiales, l'habitat principal potentiel prédit du petit rorqual, du rorqual commun et du rorqual à bosse souligne l'importance de la zone située entre les isobathes de 100 et 200 m, qui comprend la tête du chenal Laurentien et ses pentes nord et sud comme habitat important pour ces espèces. Pour les rorquals bleus, l'habitat principal potentiel couvre les zones plus profondes principalement en aval de l'isobathe de 200 m et autour des

pentes abruptes. La comparaison des résultats obtenus à partir des deux ensembles de données (TL et EP) pour chaque espèce n'est pas simple en raison de différences méthodologiques, bien que l'analyse de régression indique que pour les petits rorquals et les rorquals bleus, les deux ensembles de données ont été en mesure de déterminer les régions à faible et à forte densité, tandis que le modèle de AOM n'a pas permis de prédire les zones à faible densité pour les principales cibles des activités d'observation en mer dans la région (Martins *et al.* 2018), à savoir les rorquals communs et à bosse. Les emplacements de ces espèces dans le parc marin sont connus au préalable en raison des stratégies de communication utilisées par les capitaines de navires (Chion *et al.* 2011). De plus, la collecte des données par EP a lieu lors de la deuxième excursion de la journée effectuée par les capitaines, qui retourneront généralement dans les zones visitées plus tôt dans la journée. Par conséquent, le BOI en mode observation aura tendance à être biaisé vers les zones fortement utilisées par les espèces ciblées.

Les différences dans les estimations des densités obtenues au moyen des méthodes par TL et EP peuvent également être attribuables à l'étendue temporelle de chaque ensemble de données, à la variation de la densité au fil du temps (augmentation de rorquals à bosse et diminution du nombre de rorguals communs) ainsi qu'au comportement des espèces. Doniol-Valcroze et al. (2012) proposent que l'utilisation d'états comportementaux pourrait améliorer les modèles d'utilisation de l'habitat, mais ces données sont souvent manguantes. Des TL ont été effectués de 2006 à 2011, et l'abondance relative de rorquals à bosse dans la région a augmenté depuis 2011. Pour les données AOM des rorquals à bosse, le nombre élevé de zéros peut aussi jouer un rôle important. Avant 2005, l'espèce n'a été observée qu'à quelques reprises, alors qu'après cette année-là, elle a été détectée plus fréquemment, et dans certaines années, elle était la principale espèce ciblée pour les activités d'observation en mer (Martins et al. 2018). Pour les rorguals communs, la situation inverse s'est produite. Comme nous l'avons vu ici, les rorquals communs étaient plus abondants dans la région avant 2000, et leur abondance relative a diminué au fil du temps. Pour les rorguals bleus, les deux ensembles de données concordent et identifient les régions de faible densité, même si les zones à densité élevée d'EP correspondent aux zones de densité moyenne de TL, ce qui est probablement attribuable à la différence de la zone du relevé entre les deux ensembles de données, l'EP étant limité aux limites du parc marin, tandis que le TL couvre au moins une partie de l'ESL désignée comme étant une région à probabilité d'occurrence élevée par Mosnier et al. (2022).

HABITAT PRINCIPAL PRÉDIT POUR CHAQUE ESPÈCE

Petit rorqual

Les valeurs de densité relative tirées de chaque ensemble de données ne peuvent pas être comparées directement, mais les deux soulignent l'importance des mêmes habitats pour les petits rorquals. Les zones à forte densité étaient concentrées autour des pentes abruptes et de la zone côtière avec une densité décroissante au-delà de 2 km de la côte nord de l'ESL. La partie en aval de la limite du parc marin qui n'a été échantillonnée que par les données de TL indiquait une faible densité pour cette espèce. Mosnier *et al.* (2022) ont aussi montré que les zones avec une probabilité d'occurrence plus élevée pour l'espèce étaient identifiées à l'intérieur et autour du parc marin.

La profondeur et la pente étaient les principaux prédicteurs des habitats principaux potentiels de l'espèce. La préférence des petits rorquals pour les pentes abruptes a été décrite pour d'autres aires d'alimentation (Naud *et al.* 2003, Ingram *et al.* 2007). La profondeur et la pente étaient les meilleurs prédicteurs pour expliquer la répartition des petits rorquals dans la baie de Fundy, où une préférence pour des pentes abruptes et des profondeurs entre 100 et 200 m a été observée

(Ingram *et al.* 2007). Dans les eaux entourant les îles Mingan dans le golfe du Saint-Laurent, les petits rorquals étaient associés à des pentes abruptes et des dunes sous-marines (Naud *et al.* 2003). Une étude analogue menée dans les eaux de l'Antarctique a utilisé la latitude, la longitude et la profondeur comme prédicteurs de la répartition des petits rorquals (Williams *et al.* 2006).

Rorqual commun

Pour les rorquals communs, les habitats principaux potentiels prédits par les deux analyses ont souligné la zone couverte par les isobathes de 100 et 200 m, qui comprend la tête du chenal Laurentien et ses pentes nord. Les habitats principaux potentiels identifiés dans la présente analyse concordent avec d'autres études (Michaud et Giard 1997; Mosnier et al. 2022). La préférence des rorquals communs pour les contours de pente abrupte dans l'ESL a été décrite pour la première fois par Sergeant (1977), qui a indiqué qu'il s'agissait d'une conséquence probable de la productivité biologique élevée de ces zones en raison du mélange des eaux par la marée. Les eaux de la couche intermédiaire s'élèvent des eaux profondes vers la surface au-dessus des seuils avec la marée haute (Saucier et Chassé 2000). À l'échelle mondiale, les rorquals communs ont le même profil d'association avec les zones qui favorisent l'accumulation de proies le long des gradients de profondeur (Woodley et Gaskin 1996; Notarbartolo-Di-Sciara et al. 2003; Williams et al. 2006). Le rorgual commun est la deuxième plus grande espèce de baleine et nécessite des zones où ils peuvent obtenir des niveaux élevés d'énergie, souvent corrélées aux zones où l'on retrouve des regroupements denses de proies (p. ex. Acevedo-Gutierrez et al. 2002). L'espèce est habituellement associée à des systèmes de remontée ou à des zones frontales (Fiedler et al. 1998; Palacios 1999; Hucke-Gaete et al. 2004; Branch et al. 2007; Doniol-Valcroze et al. 2007; Gill et al. 2011) et montre une préférence marguée pour les pentes abruptes (p. ex. Branch et al. 2007).

La zone de pentes abruptes en aval de l'île Rouge présente l'écart le plus élevé entre les modèles de TL et d'EP. Cette région était très utilisée par les rorquals communs avant 2000 (Michaud et Giard 1997; Michaud *et al.* 2003), ce qui correspond également aux années pendant lesquelles la densité relative de l'espèce dans la région était plus élevée. Outre les arguments présentés précédemment pour expliquer les différences entre les modèles, la plasticité de l'espèce quant à la disponibilité des proies pourrait aussi être considérée comme un facteur pour expliquer les changements spatiaux de la répartition. L'abondance relative des rorquals communs a présenté la fluctuation la plus élevée au cours de la période étudiée, avec une diminution marquée au fil des ans.

Rorqual bleu

Pour les rorquals bleus, les habitats principaux potentiels prédits par les modèles de TL et d'EP soulignent l'importance de la portion plus profonde du chenal laurentien en aval de l'isobathe de 200 m et des pentes abruptes. La plus grande partie de l'habitat principal potentiel prédit par le modèle de TL est située à la frontière du parc marin. Martins (2012) a mené un exercice d'extrapolation fondé sur les données de TL recueillies entre 2006 et 2009, qui a également révélé des habitats potentiels entre Les Escoumins et Betsiamites, suivant la zone côtière de la côte nord. Les résultats obtenus par Mosnier *et al.* (2022) corroborent les résultats présentés ici, ainsi que l'exercice d'extrapolation susmentionné. Les habitats principaux prédits situés dans les limites du parc marin concordent également avec les résultats obtenus par Doniol-Valcroze *et al.* (2012); ils ont prédit des zones de haute pertinence (*high suitability*) pour les rorquals bleus d'après l'analyse de 10 animaux suivis par radio-télémétrie VHF. Les zones de haute pertinence (*HS* > 0,8) identifiées dans leur étude portaient sur les zones de pente, ainsi que sur les plateaux et les zones profondes au-dessus des plateaux.

Un effort approfondi et collaboratif a récemment été réalisé pour déterminer les habitats importants pour les rorquals bleus dans l'ouest de l'Atlantique Nord en se fondant sur les registres de chasse à la baleine; les études par photo-identification; les relevés terrestres, aériens et maritimes; les efforts de surveillance acoustique passive; la télémétrie par satellite et radio; les rapports sur le piégeage par la glace; les rapports opportunistes; et la modélisation de la répartition des espèces (voir MPO 2018a). Ainsi, quatre secteurs importants, dont l'un comprend l'estuaire maritime du Saint-Laurent et le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent, ont été identifiés. Nos résultats et ceux présentés par Mosnier *et al.* (2022) contribuent à cet effort récent pour identifier l'habitat de l'espèce et renforcer les efforts de conservation de cette espèce en voie de disparition.

Rorqual à bosse

Malgré le faible nombre d'observations disponibles pour établir le modèle, les résultats obtenus avec les modèles de TL et d'EP étaient assez semblables et ont mis en évidence les mêmes zones déterminées par Mosnier et al. (2022). Les données recueillies après la période de chasse à la baleine indiquaient que le nombre de rorquals à bosse était très faible dans la zone d'étude par le passé (Edds et Macfarlane 1987). Depuis les années 1970, des observations rares de l'espèce ont été collectées presque chaque année, mais ce n'est que depuis 1999 que leur présence dans le parc marin commence à être plus récurrente (Michaud et al. 2003). La population de rorquals à bosse de l'Atlantique Nord est considérée comme étant rétablie de la chasse commerciale à la baleine, et la taille de la population est estimée comme étant supérieure aux estimations de la période avant la chasse commerciale à la baleine (Reilly et al. 2008). L'augmentation de l'abondance a probablement contribué à l'augmentation du nombre d'observations de rorquals à bosse dans le parc marin. La fidélité aux aires d'alimentation a été décrite pour l'espèce et est influencée par la transmission maternelle (Weinrich et al. 2006). Lorsque la mère revient de l'aire de reproduction avec son baleineau de l'année, l'aire d'alimentation, le style d'alimentation et la préférence pour les proies sont transmis. Une autre explication possible du faible nombre d'animaux observé dans l'ESL avant 1999 est que les animaux utilisant cette aire d'alimentation étaient peut-être être exclusivement des mâles, ce qui a pu maintenir l'abondance à un faible niveau pendant une longue période. La première observation d'un bébé rorqual à bosse dans le parc marin remonte à 2007 (Baleines en direct 2012). Leur présence croissante dans la région ces dernières années laisse supposer la réoccupation d'un habitat d'alimentation utilisé avant la chasse commerciale à la baleine.

OCCURRENCE SAISONNIÈRE

L'occurrence des rorquals dans l'ESL est considérée comme saisonnière, mais il a été documenté que certains individus de toutes ces espèces hivernent dans les hautes latitudes et que certains individus pourraient ne pas migrer chaque année vers de basses latitudes (p. ex. Clapham et Mead 1999). L'analyse de la présence et de l'absence fondée sur les données combinées soutient que les quatre espèces utilisent la région au moins du début mai à la fin octobre, et que les petits rorquals et les rorquals communs arrivent plus tôt que les autres espèces. Les données utilisées dans la présente analyse proviennent de différentes sources et se limitent aux mois de mai à octobre, mais certaines espèces se trouvaient déjà dans la région lorsque les efforts sur le terrain ont commencé ou étaient encore présentes lorsque les observations ont pris fin. Les relevés systématiques couvrent une période plus courte et sont ponctuels ou espacés tout au long de la saison. Les données AOM et de la SC ont été essentielles pour compléter le portrait global de l'occurrence saisonnière des baleines dans la zone d'étude. Les données AOM utilisées pour cette analyse proviennent de bateaux qui partent de différents ports (c.-à-d. Tadoussac, Les Bergeronnes et Les Escoumins), mais au début (juin) et à la fin (septembre) de la saison, seuls les gros bateaux qui partent de Tadoussac sont opérationnels. Par conséquent, l'information sur la présence tôt et tard dans la saison se limite à ce type de bateau et à la zone comprise entre Tadoussac et Les Bergeronnes (Martins et al. 2018). La même limite spatiale s'applique aux données de la SC, qui sont également recueillies à bord de gros bateaux en partance de Tadoussac. Les données sur la présence pour les mois de mai et d'octobre proviennent presque exclusivement du programme de la SC. Bien qu'elle soit limitée dans l'espace et à une période précise de l'année, l'analyse présentée ici est représentative de la zone où se concentrent les petits rorquals, les rorquals communs et les rorquals à bosse et soutient la pertinence de la période saisonnière déterminée pour la mesure volontaire de réduction de vitesse, qui va du début mai à la fin octobre (Garde côtière canadienne 2019). En plus de l'analyse de la présence, le modèle par EP des données AOM a permis d'identifier les périodes de pic d'occurrence : les observations des petits rorquals et des rorquals à bosse étaient plus élevées à la fin juillet et au début août, tandis que les observations des rorquals communs ont augmenté jusqu'à la fin septembre. La tendance saisonnière d'occurrence des rorquals bleus variait d'une année à l'autre, mais un pic a aussi été détecté à la fin juillet et au début août. Ces renseignements peuvent servir à planifier la présence des gardes de parc dans la région afin de surveiller la conformité à la réglementation en matière d'observation des baleines. L'analyse des données à long terme de surveillance acoustique passive (SAP) réalisée de 2007 à 2017 indique que la fréquence des vocalisations des rorquals bleus et des rorquals communs atteint un sommet de septembre à novembre à proximité de Les Escoumins (Simard et Roy 2018). Leurs données de SAP confirment également que les vocalisations générées par les baleines sont rares ou absentes pendant la saison de glace de la mi-décembre à la fin mars (Simard et Roy 2018). D'autres relevés de SAP sur une plus grande partie de l'ESL mettront en lumière l'occurrence saisonnière des différentes espèces.

Les baleines bleues sont présentes toute l'année dans le GSL et presque toute l'année dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent (sauf pour une absence hivernale d'environ 2 mois dans la zone la plus en amont) (Simard *et al.* 2016). D'après l'analyse de présence, la tendance de l'occurrence des rorquals bleus dans le parc marin peut être décrite comme épisodique ou discontinue, avec des incursions localisées dans la région au cours d'une saison. Dans leur aire d'alimentation, les rorquals bleus présentent un comportement nomade (Mizroch *et al.* 1984; Sears *et al.* 1990) fortement lié à la dynamique de la formation et de l'épuisement des zones denses de krill. Cela se traduit par de faibles périodes de résidence dans des zones restreintes couvertes par leur domaine vital. Toutefois, les animaux présentent une fidélité élevée au site, retournant souvent aux mêmes sites d'alimentation (Sears *et al.* 1990). Les individus suivis dans l'ESL ont passé en moyenne 4,0 ± 4,1 jours (médiane de 2,7 jours) par zone de recherche restreinte « *area-restricted search patch* » dans la portion maritime de l'ESL et 2,5 ± 2,1 jours (médiane de 1,5 jour) par zone dans le nord-ouest du GSL (Lesage *et al.* 2017).

CONCLUSION

Nous avons présenté des données tirées de différents programmes de surveillance afin de caractériser la répartition spatiale à fine échelle et l'occurrence saisonnière des rorquals dans la portion maritime de l'ESL du parc marin du Saguenay–Saint-Laurent et les eaux environnantes. L'analyse du MDE ne visait pas à examiner les besoins en matière d'utilisation de l'habitat des espèces ciblées, mais plutôt à documenter l'occurrence saisonnière et la répartition spatiale de quatre espèces de rorqual et à déterminer les principaux habitats pour chaque espèce dans la zone d'étude à des fins de gestion. Les MDE présentés ici fournissent des informations précieuses pour la gestion de cette portion du territoire. Ensemble, nos résultats et ceux présentés par Mosnier *et al.* (2022) fournissent les meilleurs renseignements pour la planification spatiale marine afin d'améliorer la conservation de l'habitat des cétacés dans l'ESL.

Les résultats corroborent l'importance de la tête du chenal Laurentien comme principale aire d'alimentation pour le petit rorqual, le rorqual commun et le rorqual à bosse. Les zones centrales prédites pour les rorquals bleus se trouvaient essentiellement à la limite en aval du parc marin et dans l'aire de protection marine de l'estuaire du Saint-Laurent qui est à l'étude. Ces résultats fournissent des renseignements précieux qui sont nécessaires pour améliorer les mesures provisoires visant à réduire le risque et la gravité des collisions entre les navires et les baleines (Garde côtière canadienne 2019) et de minimiser les répercussions du bruit causé par les navires sur les bélugas (Chion et al. 2018; MPO 2014). Ces mesures provisoires volontaires s'appliquent spécifiquement à la flotte marchande et aux navires de croisière; la flotte marchande représente l'une des catégories de trafic maritime les plus fréquentes dans le parc marin, avec 12,5 (min = 2, max = 24) passages quotidiens et un total de 4 545 passages en 2017 (Turgeon 2019). Au total, 255 navires de croisière nationaux ou internationaux ont circulé dans le parc marin en 2017, dont 69,4 % en septembre et octobre. En outre, les résultats peuvent orienter l'élaboration de mesures visant à réduire l'exposition des rorquals à d'autres catégories de trafic maritime, comme l'industrie de l'observation aux baleines, par exemple. L'industrie de l'observation aux baleines est une autre composante importante du volume de trafic maritime dans le parc marin avec un total de 6 658 excursions pour l'année 2017 (Turgeon 2019).

Les résultats soulignent que les mesures de gestion spatiale en place actuellement, soient la zone couverte par le parc marin du Saguenay–Saint-Laurent et les mesures volontaires provisoires n'assurent pas suffisamment la protection du rorqual bleu désignée comme « en voie de disparition ». En raison de leur tendance d'occurrence discontinue, toute mesure de protection visant à réduire les risques et la gravité des collisions avec des navires ainsi que l'exposition au bruit causé par les navires pour cette espèce devrait suivre leurs zones de concentration dynamiques plutôt que d'utiliser une zone fixe. Des mesures dynamiques, comme celles en place pour protéger la baleine noire dans les eaux canadiennes (MPO 2018b) pourraient être envisagées pour améliorer la conservation des rorquals bleus dans l'estuaire du Saint-Laurent.

REMERCIEMENTS

Une partie de l'analyse présentée ici a été effectuée dans le cadre du programme de doctorat de CCAM rendu possible grâce à un projet subventionnée par le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG) et des bourses d'études octroyées par l'Université de Montréal. Les auteurs remercient Lael Parrott, Danielle Marceau, Guy Cantin et Suzan Dionne pour leur implication dans le cadre de cette thèse de doctorat. Les auteurs tiennent à remercier les employés de Parcs Canada au parc marin du Saguenay-Saint-Laurent et le Groupe de recherche et d'éducation sur les mammifères marins (GREMM) pour leur participation, à divers niveaux, à la mise en place et à la réalisation de ces programmes de surveillance. Nous sommes particulièrement reconnaissants envers Michel Moisan, Marie-Hélène D'Arcy, Sarah Duquette et Renaud Pintiaux. Chantal St. Hilaire, Agathe Poitras et Catherine Dubé étaient responsables de la collecte des données dans le cadre du projet de science citoyenne. Nous remercions tout particulièrement les entreprises d'observation des baleines pour leur participation aux programmes d'activités d'observation en mer et tous les techniciens impliqués dans les différents programmes de surveillance au fil des ans. La collecte et l'analyse des données ont été financées par Parcs Canada, en partie grâce au Projet de conservation et de restauration Mieux cohabiter avec le béluga du parc marin du Saguenay-Saint-Laurent.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Acevedo-Gutiérrez, A., Croll, D.A. et Tershy, B.R. 2002. High feeding costs limit dive time in the largest whales. J. Exp. Biol. 205(12):1747-1753.
- Andriolo, A., Kinas, P.G., Engel, M.H., Martins, C.C.A. et Rufino, A.M. 2010. Humpback whales within the Brazilian breeding ground: distribution and population size estimate. Endanger. Species Res. 11(3): 233-243.
- Aulanier, F., Simard, Y., Roy, N., Bandet, M. et Gervaise, C. 2016. Groundtruthed probabilistic shipping noise modeling and mapping: Application to blue whale habitat in the Gulf of St. Lawrence. In Proceedings of Meetings on Acoustics 4ENAL 27(1):070006.
- Baleines en direct. 2012. Un deuxième baleineau pour Tic Tac Toe. Consulté le 1^e octobre 2012.
- Barlow, J. 1995. The abundance of cetaceans in California waters. Part I: Ship surveys in summer and fall of 1991. Fish. Bull. 93: 91-14.
- Branch, T.A., Stafford, K.M., Palacios, D.M., Allison, C., Bannister, J.L., Burton, C.L.K., Cabrera, E., Carlson, C.A., Galletti Vernazzani, B., Gill, P.C. et Hucke-Gaete, R. 2007. Past and present distribution, densities and movements of blue whales *Balaenoptera musculus* in the Southern Hemisphere and northern Indian Ocean. Mammal Rev. 37(2):116-175.
- Buckland S.T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Borchers, D. L., et Thomas, L. 2001. Introduction to Distance Sampling. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Buckland, S. T., Rexstad, E. A., Marques, T. A., et Oedekoven, C. S. 2015. Distance Sampling: Methods and Applications. Methods in Statistical Ecology. Springer International Publishing.
- Canada. 2002. Marine Activities in the Saguenay–St. Lawrence Marine Park Regulations.
- Canadas, A. R., Sagarminaga, R. de Stephanis, E. Urquiola et Hammond, P. S. 2005. Habitat preference modelling as a conservation tool: proposals for marine protected areas for cetaceans in southern Spanish waters. Aquat. Conserv. Mar. Freshwat. Ecosyst. 15:495-521.
- Carlson, C., Kaufman, G., Ritter, F., Rodriguez-Fonseca, J., Robbins, J., Rose, N., Petersen, K. V., et Weinrich, M. 2016. Guiding principles for data collection from whale-watching vessels as platforms of opportunity. Document SC66b/WW3. International Whaling Commission Scientific Committee.
- Chion, C., Lamontagne, P., Turgeon, S., Parrott, L., Landry, J.A., Marceau, D.J., Martins, C.C.A., Michaud, R., Ménard, N., Cantin, G. et Dionne, S. 2011. Eliciting cognitive processes underlying patterns of human–wildlife interactions for agent-based modelling. Ecol. Model. 222(14): 2213-2226.
- Chion, C., Turgeon, S., Cantin, G., Michaud, R., Ménard, N., Lesage, V., Parrott, L., Beaufils, P., Clermont, Y., et Gravel, C. 2018. A voluntary conservation agreement reduces the risks of lethal collisions between ships and whales in the St. Lawrence Estuary (Québec, Canada): From co-construction to monitoring compliance and assessing effectiveness. PloS one 13(9): e0202560.
- Clapham, P. J. et Mead, J. G. 1999. *Megaptera novaeangliae*. Mamm Species : 1-9.
- Clapham, P., Barlow, J., Bessinger, M., Cole, T., Matila, D., Pace, R., Palka, D., Robbins, J. et Seton, R. 2003. Abundance and demographic parameters of humpback whales from the Gulf of Maine, and stock definition relative to the Scotian Shelf. J. Cetacean Res. Manage. 5(1): 13-22.

- Dawson, S., Wade, P., Slooten, E. et Barlow, J.A.Y. 2008. Design and field methods for sighting surveys of cetaceans in coastal and riverine habitats. Mamm. Rev. 38: 19-49.
- Diggle, P. J. et Ribeiro, P. J. Jr. 2007. Model-based Geostatistics. Springer Series in Statistics. New York, Springer.
- Doniol-Valcroze, T., Berteaux, D., Larouche, P. et Sears, R. 2007. Influence of thermal fronts on habitat selection by four rorqual whale species in the Gulf of St. Lawrence. Mar. Ecol. Prog. Ser. 335: 207-216.
- Doniol-Valcroze, T., Lesage, V., Giard, J. et Michaud, R. 2012. Challenges in marine mammal habitat modelling: evidence of multiple foraging habitats from the identification of feeding events in blue whales. Endanger. Species Res. 17(3): 255-268.
- Edds, P. et Macfarlane, J. 1987. Occurrence and general behavior of balaenopterid cetaceans summering in the St. Lawrence Estuary, Canada. Can. J. Zool. 65 (6): 1363-1376.
- [ESRI] Environmental Systems Research Institute. 2015. Spatial Analyst, 3D Analyst. ArcGIS version 10.3.
- Fiedler, P.C., Reilly, S.B., Hewitt, R.P., Demer, D., Philbrick, V.A., Smith, S., Armstrong, W., Croll, D.A., Tershy, B.R. et Mate, B.R. 1998. Blue whale habitat and prey in the California Channel Islands. Deep Sea Res 2 Top Stud Oceanogr 45(8-9): 1781-1801.
- Friday, N. A.,Zerbini, A.N., Waite, J.M., Moore, S.E. et Clapham, P.J. 2013.Cetacean distribution and abundance in relation to oceanographic domains on the eastern Bering Sea shelf, June and July of 2002, 2008, and 2010.Deep Sea Res 2 Top Stud Oceanogr 94: 244-256.
- Galbraith, P.S., Chassé, J., Caverhill, C., Nicot, P., Gilbert, D., Lefaivre, D. et Lafleur, C. 2019. <u>Conditions océanographiques physiques dans le golfe du Saint-Laurent en 2018</u>. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2019/046. iv + 83 p.
- Garde Côtière Canadienne. 2019. <u>Publications des avis aux navigateurs Éditions de l'est</u> [en ligne]. Pêches et Océans Canada.
- Gill, P.C., Morrice, M.G., Page, B., Pirzl, R., Levings, A.H. et Coyne, M. 2011.Blue whale habitat selection and within-season distribution in a regional upwelling system off southern Australia. Mar. Ecol. Prog. Ser. 421: 243-263.
- Gregr, E.J., M. F. Baumgartner, K. L. Laidre et Palacios, D. M. 2013. Marine mammal habitat models come to age: the emergence of ecological and management relevance. Endanger. Species Res. 22:2015-212.
- Guisan, A. et Zimmermann, N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. Ecol. Model. 135(2-3):147-186.
- Hammond, P. S. 2010. Estimating the abundance of marine mammals. In Marine Mammal Ecology and Conservation. Oxford University press, New York, pp. 42-67.
- Hastie, T. J. et Tibshirani, R. J. 1990. Generalized additive models. Chapman and Hall/CRC, New York.
- Hedley S.L. et Buckland, S. T. 2004. Spatial Models for Line Transect Sampling. J Agric Biol Environ Stat 9(2):181–199.
- Hucke-Gaete, R., Osman, L.P., Moreno, C.A., Findlay, K.P. et Ljungblad, D.K. 2004. Discovery of a blue whale feeding and nursing ground in southern Chile. Proc. R. Soc. Lond. Ser. B Biol. Sci. 271(suppl 4): 170-173.

- Ingram, S.N., Walshe, L., Johnston, D., et Rogan, E. 2007. Habitat partitioning and the influence of benthic topography and oceanography on the distribution of fin and minke whales in the Bay of Fundy, Canada. J. Mar. Biolog. Assoc. U. K. 87(1):149-156.
- Johnston D.W., Thorne, L.H. et Read A.J. 2005. Fin whales *Balaenoptera physalus* and minke whales *Balaenoptera acutorostrata* exploit a tidally driven island wake ecosystem in the Bay of Fundy. Mar. Ecol. Prog. Ser. 305: 287-95.
- Lesage, V., Gavrilchuk, K., Andrews, R.D. et Sears, R. 2017. Foraging areas, migratory movements and winter destinations of blue whales from the western North Atlantic. Endanger. Species Res. 34: 27-43.
- Martins, C.C. A. 2012. Study of baleen whales' ecology and interaction with maritime traffic activities to support management of a complex socio-ecological system. Ph. D. Thesis, Université de Montréal, 236 p.
- Martins, C. C. A., Turgeon, S., Michaud, R. et Ménard, N. 2018. Suivi des espèces ciblées par les activités d'observation en mer dans le parc marin du Saguenay–Saint-Laurent de 1994 à 2017. Nat. Can. 142 (2): 65-79.
- Michaud, R. et Giard, J. 1997. Les rorquals communs et les activités d'observation en mer dans l'estuaire du Saint-Laurent entre 1994 et 1996 : 1. Étude de l'utilisation du territoire et évaluation de l'exposition aux activités d'observation à l'aide de la télémétrie VHF. Projet réalisé dans le cadre d'une entente d'entreprise conjointe Groupe de recherche et d'éducation sur le milieu marin (GREMM), ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, ministère des Pêches et Océans, ministère du Patrimoine canadien, Parcs Canada, 30 p.
- Michaud, R., Bédard, C., Mingelbier, M. et Gilbert, M.-C. 1997. Les activités d'observation en mer des cétacés dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent 1985-1996 : Une étude de la répartition spatiale des activités et des facteurs favorisant la concentration des bateaux sur les sites d'observation. Rapport final, GREMM, Tadoussac, QC. 18 p.
- Michaud, R., de la Chenelière, V. et Moisan, M. 2003. Les activités d'observation en mer des cétacés dans le parc marin du Saguenay–Saint-Laurent 1994-2002 : Une étude de la répartition spatiale des activités et des facteurs favorisant la concentration des bateaux sur les sites d'observation. GREMM, Tadoussac, QC, conjointement avec le parc marin du Saguenay–Saint-Laurent, Québec. 16 p.
- Michaud, R., Moisan, M., de la Chenelière, V., Duquette, S. et D'Arcy, M.-H. 2010. Les activités d'observation en mer des mammifères marins (AO3M) dans l'estuaire du Saint-Laurent : zone de protection marine Estuaire du Saint-Laurent et parc marin du Saguenay–Saint-Laurent Portrait 2005-2010. Rapport final. Groupe de recherche et d'éducation sur les mammifères marins, Tadoussac, 34 p.
- Miller, D. L., Burt., M. L., Rexstad, E. A. et Thomas, L. 2013. <u>Spatial models for distance</u> <u>sampling data: recent developments and future directions</u>. Methods Ecol. Evol. 4(11):1001-1010.
- Miller D.L., Rexstad, E., Thomas, L., Marshall, L. et Laake, J. L. 2019. Distance Sampling in R. J. Stat. Softw. 89(1):1-28.
- Mizroch, S., Rice, D., et Breiwick, J. 1984. The Blue Whale, *Balaenoptera musculus*. Mar. Fish. Rev. 46.

- Mosnier A., Gosselin J.-F. et Lesage, V. 2022. <u>Distribution saisonnière et concentration de</u> <u>quatre espèces de baleine à fanons dans l'estuaire du Saint-Laurent, basé sur 22 ans de</u> <u>données d'observations de Pêches et Océans Canada</u>. Secr. can. des avis du MPO. Doc. de rech. 2020/053. iv + 121 p.
- MPO. 2014. <u>Répercussions de la déviation du trafic maritime dans l'estuaire du Saint-Laurent</u> <u>sur le béluga (*Delphinapterus leucas*) : le Secteur des sciences à l'appui de la gestion des</u> <u>risques</u>. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2014/004
- MPO. 2018a. <u>Identification des habitats importants pour le rorqual bleu dans l'ouest de</u> <u>l'Atlantique Nord</u>. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/003.
- MPO. 2018b. <u>Avis scientifique sur le calendrier relatif à la zone de ralentissement obligatoire de la navigation dans le golfe du Saint-Laurent visant à protéger la baleine noire de l'atlantique nord</u>. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2017/042.
- MPO. 2020. <u>Protection du milieu marin visé par l'Entente de collaboration Canada-Québec</u>. Dernière modification le 26 novembre 2020.
- Naimi, B. 2015. usdm: Uncertainty analysis for species distribution models. R package version, 1, pp.1-12.
- Naud, M.J., Long, B., Brêthes, J.C. et Sears, R. 2003. Influences of underwater bottom topography and geomorphology on minke whale (*Balaenoptera acutorostrata*) distribution in the Mingan Islands (Canada). J. Mar. Biolog. Assoc. U. K. 83(4):889.
- Notarbartolo-Di-Sciara, G., Zanardelli, M., Jahoda, M., Panigada, S. et Airoldi, S. 2003. The fin whale *Balaenoptera physalus* (L. 1758) in the Mediterranean Sea. Mammal Rev. 33(2): 105-150.
- Palacios, D. M. 1999. Blue whale (*Balaenoptera musculus*) occurrence off the Galapagos Islands, 1978-1995. J. Cetacean Res. Manage. 1(1): 41-51.
- Pebesma, E.J. 2004. Multivariable geostatistics in S: the gstat package. Comput. Geosci. 30 : 683-691.
- R Development Core Team. 2017. <u>R: A language and environment for statistical computing</u>. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- Redfern, J. V., McKenna, M. F., Moore, T. J., Calambokidis, J., Deangelis, M. L., Becker, E. A., Barlow, J., Forney, K. A., Fiedler, P. C. et Chivers, S. J. 2013. Assessing the risk of ships striking large whales in marine spatial planning. Conserv. Biol. 27(2) : 292-302.
- Reilly, S.B., Bannister, J.L., Best, P.B., Brown, M., Brownell Jr, R.L., Butterworth, D.S., Clapham, P.J., Cooke, J., Donovan, G.P., Urbán, J. et Zerbini, A.N. 2008. *Balaenoptera musculus*. IUCN Red List of Threatened Species. Gland, Switzerland: IUCN.
- Saucier, F. J. et Chassé, J. 2000. Tidal circulation and buoyancy effects in the St. Lawrence Estuary. Atmos.-Ocean 38(4): 505-556.
- Schleimer, A., Ramp, C., Plourde, S., Lehoux, C., Sears, R. et Hammond, P. S. 2019. Spatiotemporal patterns in fin whale *Balaenoptera physalus* habitat use in the northern Gulf of St. Lawrence. Mar. Ecol. Prog. Ser. 623: 221-234.
- Sears, R., Williamson, J.M., Wenzel, F.W., Bérubé, M., Gendron, D. et Jones, P. 1990. Photographic identification of the blue whale (*Balaenoptera musculus*) in the Gulf of the St. Lawrence, Canada. Rep.Int. Whal. Comm. (Special Issue 12): 335-342.

- Sergeant, D.E. 1977. Stocks of fin whales, *Balaenoptera physalus*, in the North Atlantic Ocean. Rep. Int. Whal. Comm. 27: 460-473.
- Simard, Y., Roy, N., Aulanier, F. et Giard, S. 2016. <u>Blue whale continuous frequentations of St.</u> <u>Lawrence habitats from multi-year PAM series</u>. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/091. v + 14 p.
- Simard, Y et Roy, N. 2018. Une décennie de suivis acoustiques continus des rorquals bleus, des rorquals communs et du krill dans le parc marin du Saguenay–Saint-Laurent de 2007 à 2017. Nat. Can. 142 (2): 106-114.
- Skaug, H. J. et Schweder, T. 1999. Hazard models for line transect surveys with independent observers. Biometrics 55: 29-36.
- Starr, M., Lair, S., Michaud, S., Scarratt, M., Quilliam, M, Lefaivre, D., Robert, M., Wotherspoon, A., Michaud, R., Ménard, N., Sauvé, G., Lessard, S., Béland P., et Measures, L. 2017. Multispecies Mass Mortality of Marine Fauna Linked to a Toxic Dinoflagellate Bloom. PLoS ONE 12(5): e0176299.
- Turgeon, S. 2019. <u>Portrait de la navigation dans le parc marin Saguenay-Saint-Laurent, 2017</u>. Parcs Canada, 58 pages + annexes.
- Vanderlaan, A.S., Taggart, C.T., Serdynska, A.R., Kenney, R.D. et Brown, M.W. 2008. Reducing the risk of lethal encounters: vessels and right whales in the Bay of Fundy and on the Scotian Shelf. Endanger. Species Res. 4(3): 283-297.
- Vanderlaan, A. S. M., Corbett, J. J., Green, S. L., Callahan, J. A., Wang, C., Kenney, R. D., Taggart, C. T. et Firestone, J. 2009.Probability and mitigation of vessel encounter with North Atlantic right whales. Endanger. Species Res. 6:273–295.
- Venables, W. N. et Ripley, B. D. 2002. Modern Applied Statistics with S. Fourth Edition. Springer, New York.
- Wang, C. et Furrer, R. 2020. Package 'variosig'.
- Weinrich, M.T., Rosenbaum, H., Scott Baker, C., Blackmer, A.L. et Whitehead, H. 2006. The influence of maternal lineages on social affiliations among humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) on their feeding grounds in the southern Gulf of Maine. J. Hered. 97(3): 226-234.
- Williams, R., Hedley, S. L. et Hammond, P.S.I. 2006. Modeling distribution and abundance of Antarctic baleen whales using ships of opportunity. Ecol. Soc. 11(1): 1
- Wood, S. 2017. <u>Generalized Additive Models: an introduction with R</u>, Second Edition (2nd ed.). Chapman and hall/CRC.
- Wood, S. N. et Augustin. N. H. 2002. GAMs with integrated model selection using penalized regression splines and applications to environmental modelling. Ecol. Model. 157:157-177.
- Woodley, T. H. et Gaskin, D. E. 1996. Environmental characteristics of North Atlantic right and fin whale habitat in the lower Bay of Fundy, Canada. Can. J. Zool. 74(1): 75-84.
- Zerbini, A.N., Andriolo, A., Da Rocha, J.M., Simões-Lopes, P.C., Siciliano, S., Pizzorno, J.L., Waite, J.M., Demaster, D.P. et Vanblaricom, G. R. 2004. Winter distribution and abundance of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) off Northeastern Brazil. J. Cetacean Res. Manage. 6(1): 101-107.

- Zerbini, A. N., Waite, J. M., Laake, J. L. et Wade, P. R. 2006. Abundance, trends and distribution of baleen whales off Western Alaska and the central Aleutian Islands. Deep-sea Res. 53: 1772-1790.
- Zuur, A., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A. et Smith, G. M. 2009. Mixed effects models and extensions in Ecology with R. 1st Edition, New York, Springer.

TABLEAUX

Tableau 1. Définition des variables prédictives temporelles, spatiales et environnementales utilisées pour modéliser l'occurrence des rorquals dans la portion maritime de l'estuaire du Saint-Laurent du parc marin du Saguenay–Saint-Laurent et ses environs (pc = point centrale).

Variable prédictive	Définition
Année	De 1994 à 2018
Mois	Mois de juin (6) à septembre (9)
Longitude (Y)	Longitude du pc – UTM NAD 83 Zone 19 N
Latitude (X)	Latitude du pc – UTM NAD 83 Zone 19 N
Profondeur	Profondeur moyenne (m) dans un rayon de 1 km du pc
ET de la profondeur	Écart-type de profondeur dans un rayon de 1 km du pc
Pente	Moyenne de la pente (degrés) dans un rayon de 1 km du pc
ET de la pente	Écart-type de la pente (degrés) dans un rayon de 1 km du pc
Distance de la côte	Distance la plus courte entre le pc et la rive nord (m)
Distance de la remontée	Distance entre le pc et la tête du chenal Laurentien

Tableau 2. Nombre d'observations après troncature, relevés avec observations, valeurs de probabilité de détection (\hat{p}) avec erreur type (ET) respective et coefficient de variation (CV), largeur effective de la bande (ESW) et taille moyenne du groupe (μ) pour chaque espèce de rorqual.

Espèce	Observations	Relevés	p	ET	CV	ESW (km)	μ
Petit rorqual	621	119	0,280	0,024	0,085	1,489	1,02
Rorqual commun	269	92	0,411	0,058	0,141	1,780	1,7
Rorqual bleu	52	34	0,499	0,104	0,209	1,760	1,07
Rorqual à bosse	41	29	0,518	0,089	0,173	1,760	1,16

Tableau 3. Modèle additif généralisé sélectionné pour chaque espèce de rorqual à l'aide de données d'échantillonnage systématique par distance par transect linéaire. Les variables explicatives sélectionnées dans chaque modèle sont identifiées comme étant des facteurs (f) ou des fonctions lisses (l), ainsi que leurs degrés de liberté estimés entre parenthèses et valeur-p (*** : α =0,001; ** : α =0,01; * : α =0,05, ': α =0,1). Une explication de la déviance en pourcentage est également présentée. Les tirets correspondent aux variables non sélectionnées.

Variable prédictive	Petit rorqual	Rorqual commun	Rorqual bleu	Rorqual à bosse
Année	f	f	f	f
Latitude (Y)	<i>I</i> (1,00)***	-	<i>I</i> (1,00)**	-
Longitude (X)	-	<i>I</i> (1,56)***	-	<i>l</i> (1,24)*
Profondeur	<i>I</i> (4,92)***	<i>I</i> (4,58)***	<i>I</i> (2,11)	<i>I</i> (3,33)
<i>log</i> (Pente)	-	<i>I</i> (2,8)*	-	-
<i>log</i> (ET de la pente)	<i>l</i> (4,17)***	-	<i>l</i> (3,34) [']	<i>I</i> (1,000) [']
Distance de la côte	-	-	-	-
Distance de la remontée	-	-	-	-
Proportion (%) de l'écart expliquée	37,8	44,8	19,4	18,8

Tableau 4. La densité et l'abondance estimées pour chaque espèce de rorqual à l'aide de données d'échantillonnage systématique par distance par transect linéaire (IC : intervalle de confiance; ET : erreur type; CV : coefficient de variation).

Fanàna		Densité			ondance		Total	Total
Espece	min.	moyenne	max.	Ν	IC (95 %)		ET	CV
Petit rorqual	0,019	0,468	2,366	58	46 - 75	0,093	7,362	0,126
Rorqual commun	0,002	0,110	1,177	14	10 - 20	0,119	2,540	0,184
Rorqual bleu	0,0001	0,014	0,070	2	1 - 3	0,194	0,514	0,285
Rorqual à bosse	0,0005	0,008	0,058	1	1 - 2	0,200	0,279	0,264

Tableau 5. Modèle additif généralisé sélectionné pour chaque espèce de rorqual à l'aide des données du suivi des activités d'observation en mer. Les variables explicatives sélectionnées dans chaque modèle sont identifiées comme étant des facteurs (f) ou des fonctions lisses (l), ainsi que leurs degrés de liberté estimés entre parenthèses et valeur p (*** : α =0,001; ** : α =0,01; * : α =0,05). Une explication de la déviance en pourcentage est également présentée. Les tirets correspondent aux variables non sélectionnées.

Variable prédictive	Petit rorqual	Rorqual Rorqual commun bleu		Rorqual à bosse
Année	f	f	f	f
Mois	f	f	f	f
Profondeur	-	-	-	l(3,345)**
Pente	-	-	l(2,503)*	l(2,846)*
<i>log</i> (Pente), juin	I(2,642)	I(2,456)***	-	-
<i>log</i> (Pente), juillet	I(4,041)**	l(3,405)***	-	-
<i>log</i> (Pente), août	l(3,735)***	I(2,948)***	-	-
<i>log</i> (Pente), septembre	I(2,655)*	l(2,938)***	-	-
Profondeur, juin	l(1,003)***	l(4,607)***	l(2,290)	-
Profondeur, juillet	I(4,574)***	l(5,865)***	l(1,459)***	-
Profondeur, août	l(4,105)***	l(4,361)***	l(2,108)***	-
Profondeur, septembre	l(4,221)***	l(3,789)***	l(1,525)***	-
Proportion (%) de l'écart expliquée	33,9	42,5	36,7	27,5

FIGURES



Figure 1. La zone d'étude dans la portion maritime de l'estuaire du Saint-Laurent du parc marin du Saguenay–Saint-Laurent et ses environs. Les contours bathymétriques et la tête du chenal Laurentien utilisés dans le présent document sont indiqués.



Figure 2. Mesures de protection volontaires visant à réduire le risque de collisions entre des navires et des baleines et à minimiser les répercussions du bruit causé par les navires sur les bélugas, principales voies de navigation et schéma de séparation du trafic.



Figure 3. Zone d'étude et plan de relevé pour les relevés systématiques effectués dans la portion maritime de l'estuaire du Saint-Laurent du parc marin du Saguenay–Saint-Laurent et ses environs.



Figure 4. Grille adoptée et variables prédictives environnementales utilisées dans les modèles de répartition des espèces de rorqual.



Figure 5. Illustration de la méthode d'échantillonnage et de la sélection des données. Les points noirs représentent la piste GPS de l'excursion et les icônes colorées sont les points d'échantillonnage. Les cercles sont des points d'échantillonnage en activité de recherche et déplacement, et les carrés sont des points d'échantillonnage en activité d'observation des baleines. La couleur rouge représente les points d'échantillonnage longs (cinq minutes). Les cercles blancs correspondent à une activité discontinue. De 1994 à 2008, seuls les carrés verts ont été conservés pour les analyses. De 2009 à 2018, les carrés verts ou rouge avec un cercle blanc à l'intérieur ont été conservés pour les analyses.



Figure 6. Lignes de transect réalisées au cours de six années de relevés systématiques effectués dans la portion maritime de l'estuaire du Saint-Laurent du parc marin du Saguenay–Saint-Laurent et ses environs.



Figure 7. Baleines à fanons observées lors des relevés systématiques effectués dans la portion maritime de l'estuaire du Saint-Laurent du parc marin du Saguenay–Saint-Laurent et ses environs. ba = petit rorqual, bp = rorqual commun, bm = rorqual bleu et mn = rorqual à bosse.



Figure 8. Fonction de détection estimée pour les groupes de petit rorqual superposée sur l'histogramme des distances observées et test d'ajustement.



Figure 9. Fonction de détection estimée pour les groupes de rorqual commun superposée sur l'histogramme des distances observées et test d'ajustement.



Figure 10. Fonction de détection estimée pour les groupes de rorqual bleu superposée sur l'histogramme des distances observées et test d'ajustement.



Figure 11. Fonction de détection estimée pour les groupes de rorqual à bosse superposée sur l'histogramme des distances observées et test d'ajustement.



Figure 12. Fonctions lisses des covariables environnementales sélectionnées pour modéliser la répartition du petit rorqual à l'aide de données d'échantillonnage systématique par distance. Les valeurs positives de la fonction lisse indiquent un effet positif sur la variable dépendante et la zone verte autour de la fonction lisse représente les limites de confiance. Les lignes verticales sur l'axe des x sont les valeurs des données observées.



Figure 13. Fonctions lisses des covariables environnementales sélectionnées pour modéliser la répartition du rorqual commun à l'aide de données d'échantillonnage systématique par distance. Les valeurs positives de la fonction lisse indiquent un effet positif sur la variable dépendante et la zone orange autour de la fonction lisse représente les limites de confiance. Les lignes verticales sur l'axe des x sont les valeurs des données observées.



Figure 14. Fonctions lisses des covariables environnementales sélectionnées pour modéliser la répartition du rorqual bleu à l'aide de données d'échantillonnage systématique par distance. Les valeurs positives de la fonction lisse indiquent un effet positif sur la variable dépendante et la zone verte autour de la fonction lisse représente les limites de confiance. Les lignes verticales sur l'axe des x sont les valeurs des données observées.



Figure 15. Fonctions lisses des covariables environnementales sélectionnées pour modéliser la répartition du rorqual à bosse à l'aide des données d'échantillonnage systématique par distance. Les valeurs positives de la fonction lisse indiquent un effet positif sur la variable dépendante et la zone verte autour de la fonction lisse représente les limites de confiance. Les lignes verticales sur l'axe des x sont les valeurs des données observées.



Figure 16. Répartition spatiale des densités prédites de chaque espèce de rorqual tirées des modèles à l'aide des données d'échantillonnage systématique par distance.



Figure 17. Nombre d'excursions échantillonnées annuellement par port d'attache.



Figure 18. Zone d'étude et effort global (échantillonnage ponctuel) pris en compte dans l'analyse des données du suivi des activités d'observation en mer.



Figure 19. Nombre d'individus observés par échantillonnage ponctuel pour chaque espèce à partir de l'ensemble de données du suivi des activités d'observation en mer.



Figure 20. Fonctions lisses des covariables environnementales sélectionnées pour modéliser la répartition du petit rorqual à l'aide des données du suivi des activités d'observation en mer. Pour alléger la présentation graphique, aucune interaction entre les mois et les variables de pente et de profondeur n'est incluse dans ces graphiques. Les valeurs positives de la fonction lisse indiquent un effet positif sur la variable réponse. La zone verte représente les limites de confiance. Les lignes verticales sur l'axe des x sont les valeurs des données observées.



Figure 21. Répartition spatiale de la densité relative prédite pour le petit rorqual par mois à l'aide des données du suivi des activités d'observation en mer. Les échelles sont les mêmes sur chaque carte pour faciliter les comparaisons.



Figure 22. Fonctions lisses des covariables environnementales sélectionnées pour modéliser la répartition du rorqual commun à l'aide des données du suivi des activités d'observation en mer. Pour alléger la présentation graphique, aucune interaction entre les mois et les variables de pente et de profondeur n'est incluse dans ces graphiques. Les valeurs positives de la fonction lisse indiquent un effet positif sur la variable réponse. La zone orange représente les limites de confiance. Les lignes verticales sur l'axe des x sont les valeurs des données observées.



Figure 23. Répartition spatiale de la densité relative prédite pour le rorqual commun par mois à l'aide des données du suivi des activités d'observation en mer. Les échelles sont les mêmes sur chaque carte pour faciliter les comparaisons.



Figure 24. Fonctions lisses des covariables environnementales sélectionnées pour modéliser la répartition du rorqual bleu à l'aide des données du suivi des activités d'observation en mer. Pour alléger la présentation graphique, aucune interaction entre les mois et la variable de profondeur n'est incluse dans ces graphiques. Les valeurs positives de la fonction lisse indiquent un effet positif sur la variable réponse. La zone bleue représente les limites de confiance. Les lignes verticales sur l'axe des x sont les valeurs des données observées.



Figure 25. Répartition spatiale de la densité relative prédite pour le rorqual bleu par mois à l'aide des données du suivi des activités d'observation en mer. Les échelles sont les mêmes sur chaque carte pour faciliter les comparaisons.



Figure 26. Fonctions lisses des covariables environnementales sélectionnées pour modéliser la répartition du rorqual à bosse à l'aide des données du suivi des activités d'observation en mer. Les valeurs positives de la fonction lisse indiquent un effet positif sur la variable réponse. La zone verte représente les limites de confiance. Les lignes verticales sur l'axe des x sont les valeurs des données observées.



Figure 27. Répartition spatiale des densités relatives globales prédites pour le rorqual à bosse à l'aide des données du suivi des activités d'observation en mer (échantillonnage ponctuel).



Figure 28. Densité relative globale prédite de chaque espèce de rorqual tirée des modèles utilisant les données de Suivi des activités d'observation en mer (échantillonnage ponctuel).



Figure 29. Densités prédites des petits rorquals tirées des modèles de transect linéaire (à gauche) et d'échantillonnage ponctuel (à droite) superposés par a) l'ensemble de données de validation, b) les mesures de gestion actuelles et c) une comparaison des résultats normalisés pour les cellules partagées de la grille.



Figure 30. Densités prédites des rorquals communs tirées des modèles de transect linéaire (à gauche) et d'échantillonnage ponctuel [à droite] superposés par a) l'ensemble de données de validation, b) les mesures de gestion actuelles et c) une comparaison des résultats normalisés pour les cellules partagées de la grille.



Figure 31. Densités prédites des rorquals bleus tirées des modèles de transect linéaire (à gauche) et d'échantillonnage ponctuel (à droite) superposés par a) l'ensemble de données de validation, b) les mesures de gestion actuelles et c) une comparaison des résultats normalisés pour les cellules partagées de la grille.



Figure 32. Densités prédites des rorquals à bosse tirées des modèles de transect linéaire (à gauche) et d'échantillonnage ponctuel (à droite) superposés par a) l'ensemble de données de validation, b) les mesures de gestion actuelles et c) une comparaison des résultats normalisés pour les cellules partagées de la grille.



Figure 33. Période d'occurrence hebdomadaire connue de chaque espèce de rorqual dans la zone d'étude de mai à octobre (2006 à 2018) selon les données sur la présence/l'absence de chaque source de données (SC : science citoyenne; Sys : relevés systématiques par transect linéaire; AOM : suivi des activités d'observation en mer).





ANNEXES



Annexe 1. Variogramme empirique et enveloppe de Monte-Carlo calculés à partir de 999 permutations aléatoires indépendantes des résidus provenant des modèles utilisant des données d'échantillonnage systématique par distance pour chaque espèce (ba : petit rorqual, bm : rorqual bleu, bp : rorqual commun, mn : rorqual à bosse).



Annexe 2. Coefficient de variation des densités prédites de chaque espèce de rorqual tirées des modèles utilisant des données d'échantillonnage systématique par distance.



Annexe 3. Variogramme empirique et enveloppe de Monte-Carlo calculés à partir de 999 permutations aléatoires indépendantes des résidus provenant des modèles utilisant des données du suivi des activités d'observation en mer pour chaque espèce (ba : petit rorqual, bm : rorqual bleu, bp : rorqual commun, mn : rorqual à bosse).



Annexe 4. Coefficient de variation des densités prédites de chaque espèce de rorqual tirées des modèles utilisant des données du suivi des activités d'observation en mer.