



**Écouter et observer les mammifères marins pour les étudier
sans déranger**

**Approche combinée pour mieux comprendre l'utilisation de l'habitat par
le béluga et le marsouin commun dans le parc marin du Saguenay–Saint-
Laurent**

Mémoire présenté

dans le cadre du programme de maîtrise en océanographie
en vue de l'obtention du grade de maître ès sciences (M.Sc.)

PAR

© CORALIE BERNIER-BRETON

Octobre 2025

Composition du jury :

Christian Nozais, président du jury, Université du Québec à Rimouski

Pierre Cauchy, directeur de recherche, Université du Québec à Rimouski

Cristiane C.A. Martins, codirectrice de recherche, Parcs Canada

Gesche Winkler, codirectrice de recherche, Université du Québec à Rimouski

Véronique Lesage, examinateur externe, Pêches et Océans Canada

Dépôt initial le 24 avril 2025

Dépôt final le 15 septembre 2025

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI
Service de la bibliothèque

Avertissement

La diffusion de ce mémoire ou de cette thèse se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire « *Autorisation de reproduire et de diffuser un rapport, un mémoire ou une thèse* ». En signant ce formulaire, l'auteur concède à l'Université du Québec à Rimouski une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de son travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, l'auteur autorise l'Université du Québec à Rimouski à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de son travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits moraux ni à ses droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, l'auteur conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont il possède un exemplaire.

Ce mémoire est dédié à ceux et
celles qui écoutent ce que l'océan
murmure, même quand le monde est si
bruyant.

REMERCIEMENTS

Je souhaite tout d'abord remercier mes directeur(rice)s de recherche, Pierre Cauchy, Cristiane C.A. Martins et Gesche Winkler pour leur soutien tout au long de mon parcours, pour les précieux conseils, la confiance, et les nombreuses opportunités qu'il(elle)s m'ont offerts et surtout pour toutes les connaissances enrichissantes qu'il(elle)s m'ont transmises. Leur rigueur scientifique, la richesse de leurs idées ainsi que leur émerveillement face au milieu marin m'ont inspiré et m'ont permis de me développer autant au niveau personnel que professionnel.

Je veux aussi remercier Christian Nozais et Véronique Lesage d'avoir accepté de siéger sur le jury du dépôt initial de ce mémoire. Je me compte chanceuse de pouvoir compter sur leur expertise pour produire un travail de qualité. Je remercie aussi le Conseil de Recherches en Sciences Naturelles et en Génie du Canada ainsi que Parcs Canada pour leur soutien financier sans lequel la réalisation de ce projet n'aurait pas pu être possible.

Merci aussi à toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce projet. Merci à Pierre Mercure-Boissonnault pour son aide toujours pertinente et efficace avec les différents calculs acoustiques qui roulaient parfois pendant des jours. Merci à Eliza-Jane Morin pour ses précieux commentaires, toujours présente pour répondre à mes questions et pour son aide à développer les protocoles. Merci à Samuel Turgeon pour son temps à extraire et m'expliquer les données de navigation AIS. Merci à Léna Velé d'avoir partagé mon enthousiasme et intérêt dans ce projet et d'avoir accepté d'analyser une partie de mes données acoustiques afin de tester la méthodologie développée. Merci à Théo Sheldon-Roy pour sa curiosité et son aide à la récolte méticuleuse de données visuelles qui m'ont été précieuses dans mon travail. Merci aux plongeur(euse)s d'Explos-Nature, Charlie, Julian, Maxime et Antoine d'avoir embarqué dans le projet et d'avoir développé une méthodologie nous permettant d'installer le mouillage sans dérangement et avec certitude de

le récupérer à la fin de la saison. Merci aux techniciens de l'ISMER, Christian Boutot et Frédérik Bélanger pour leur expertise et leurs idées originales afin de créer les mouillages les plus adaptés aux différentes conditions.

Merci aussi à tou(te)s les chercheur(e)s avec qui j'ai pu discuter lors de conférences, rencontres, discussions, etc. qui m'ont permis d'enrichir ma réflexion et de diversifier mes compétences dans le domaine de l'étude des mammifères marins. Et merci aux artistes qui m'ont contacté pour faire des projets alliant art et sons marins, je me sens choyée de pouvoir, à travers vos projets, faire découvrir les enjeux liés à l'acoustique marine à un public cible tout autre et ainsi sensibiliser la population.

Finalement, je tiens aussi à remercier mon père, ma mère qui m'ont transmis depuis mon plus jeune âge le plaisir de découvrir et d'apprendre, d'avoir entretenu mon émerveillement pour les mammifères marins depuis toujours et de constamment m'encourager dans mes choix. Merci à mes ami(e)s qui m'ont appuyé tout au long de mon projet, qui ont été curieux(ses) face à mes intérêts, qui sont venus me visiter et en apprendre plus sur mon travail lors de mes saisons de terrain et qui m'ont toujours remonté le moral lors des embûches rencontrées sur mon parcours. Un merci spécial à mon copain, Simon, qui m'a écouté parler de baleines quotidiennement pendant trois ans, qui est venu, beaucoup trop souvent, observer les baleines avec moi, au point d'en connaître mon protocole, qui m'a soutenu dans les hauts et les bas et qui m'a prêté une oreille attentive lorsque je rencontrais des problèmes. Merci d'avoir partagé ma passion. Merci à vous tou(te)s de croire en moi, je m'estime chanceuse de vous avoir dans ma vie.

AVANT-PROPOS

Ce projet s'inscrit dans un désir commun d'assurer la conservation des mammifères marins de l'Estuaire du Saint-Laurent. Il démontre comment l'utilisation conjointe de deux méthodes d'échantillonnage, ne présentant pas de dérangement pour les mammifères marins, peut être employée afin d'approfondir les connaissances portant sur l'utilisation de l'habitat et les effets des embarcations sur les mammifères marins. Ce projet s'est déroulé sous la direction de Pierre Cauchy et Gesche Winkler de l'ISMER-UQAR ainsi que Cristiane C.A. Martins de Parcs Canada, parc marin du Saguenay–Saint-Laurent. Trois sections sont présentées dans cet ouvrage, soient une introduction générale qui met en lumière le contexte et la pertinence de l'étude et qui décrit les différents concepts abordés dans ce projet. La seconde section consiste en un chapitre principal rédigé en anglais et présenté sous la forme d'un article scientifique qui s'intitule : « *Integrating passive acoustic and land-based monitoring to improve habitat-use assessment of belugas and harbour porpoises in a noise-impacted coastal environment of the St. Lawrence Estuary* » et qui a été soumis à la revue *Marine Mammal Science*. Puis, la troisième section est constituée d'une conclusion générale, qui résume les principaux résultats, répond aux objectifs de recherche, définit les limitations de l'étude, mais surtout, son potentiel et sa pertinence dans le contexte actuel.

RÉSUMÉ

Connaître une espèce est crucial si l'on vise sa conservation. La population de bélugas (*Delphinapterus leucas*) de l'estuaire du Saint-Laurent est en voie de disparition, tandis que les marsouins communs (*Phocoena phocoena*), fréquentant ce secteur, feraient partie d'une population à statut préoccupant. Les connaissances sur leur utilisation de l'habitat face à divers facteurs, notamment le trafic maritime, restent limitées et doivent être approfondies pour mettre en place des mesures adaptées à leur rétablissement. Afin de minimiser le dérangement potentiel causé par la recherche scientifique, deux méthodes ont été choisies : les recensements visuels depuis une plateforme terrestre et les recensements par acoustique passive. Cette étude vise à comprendre comment l'utilisation combinée de ces deux outils peut permettre d'étudier les effets des bateaux et l'utilisation de l'habitat par les espèces d'intérêt. Pour ce faire, les avantages, fonctions et limites des deux méthodes ont été identifiés, et leur complémentarité évaluée.

Ce projet s'est déroulé dans la partie aval du parc marin du Saguenay–Saint-Laurent, à partir de 512 heures de suivis visuels réparties sur quatre étés, et 1591 heures d'enregistrements acoustiques continus sur deux mois. Les suivis acoustiques ont permis un taux de détection significativement plus élevé que les suivis visuels et une couverture plus intensive. Toutefois, ils sont sensibles à certaines sources de bruit (vent, pluie, bateaux, mouillage) et sujets à des biais liés à l'analyste. Les suivis visuels, bien qu'influencés par les conditions environnementales (vent, brouillard, ensoleillement), fournissent des données essentielles difficilement accessibles par l'acoustique seule (abondance relative, composition des groupes, distribution spatiale, budget d'activité). L'utilisation combinée des deux méthodes permet d'atténuer leurs limites respectives tout en conservant leurs avantages. Le développement de méthodes automatisées et standardisées ouvre même la possibilité d'étendre certaines fonctions des suivis visuels à l'acoustique. Ces données permettront ainsi de répondre à des questions cruciales sur les effets du trafic maritime et l'utilisation de l'habitat par les espèces étudiées.

Mots clés : Conservation, Suivis terrestres, Acoustique passive, Béluga, Marsouin commun, Utilisation de l'habitat, Trafic maritime, Pollution sonore, parc marin du Saguenay–Saint-Laurent

ABSTRACT

Understanding a species is crucial when aiming for its conservation. In the St. Lawrence Estuary, the beluga population (*Delphinapterus leucas*) is endangered, while harbour porpoise (*Phocoena phocoena*), present in this area, would be part of a population of special concern. Knowledge about their habitat use in response to various factors, particularly maritime traffic, is still limited and must be deepened in order to implement appropriate measures to support their recovery. To minimize the disturbance caused by scientific research, two methods were selected: land-based visual surveys and passive acoustic monitoring. This study aims to understand how the combined use of these two methods can help examine the effects of boats and habitat use by the target species. To do so, the advantages, functions, and limitations of each method were identified, followed by an evaluation of their complementarity.

This project took place in the lower section of the Saguenay–St. Lawrence Marine Park from 512 hours of visual monitoring over four summer seasons and 1,591 hours of continuous acoustic recordings over two months. Acoustic surveys yielded a significantly higher detection rate than visual surveys and provided more intensive coverage. However, they are sensitive to certain noise sources (wind, rain, boats, anchoring) and subject to observer-related biases from the analyst. Visual surveys, although affected by environmental conditions (wind, fog, sunlight), provide essential data that are difficult to obtain through acoustics alone, such as relative abundance, group composition, spatial distribution, and activity budgets. The combined use of both methods helps mitigate their respective limitations while retaining their strengths. Moreover, the development of automated and standardized approaches opens the possibility of extending some of the functions of visual surveys to acoustic monitoring. Together, these data could help address key questions about the effects of maritime traffic and how the studied species use their habitat.

Keywords: Conservation, Land-Based monitoring, Passive Acoustic Monitoring, Beluga, Harbour porpoise, Habitat use, Marine Traffic, Sound pollution, Saguenay–St. Lawrence Marine Park

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	x
AVANT-PROPOS	xiii
RÉSUMÉ	xv
ABSTRACT.....	xvii
TABLE DES MATIÈRES	xix
LISTE DES TABLEAUX	xxii
LISTE DES FIGURES	xxiv
LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES.....	xxvii
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
1. DÉCLIN DES MAMMIFÈRES MARINS.....	1
1.1 Chasse.....	1
1.2 Trafic maritime.....	2
2. IMPORTANCE DES CÉTACÉS.....	4
2.1 Importance écologique	4
2.2 Importance économique	5
3. PARC MARIN DU SAGUENAY – SAINT-LAURENT	6
3.1 Description	6
3.2 But	9
3.3 Trafic maritime.....	10
3.4 Aire d’étude	10
4. ESPÈCES ÉTUDIÉES	11
4.1 Béluga de l’Estuaire du Saint-Laurent (<i>Delphinapterus leucas</i>).....	11
4.2 Marsouin commun de l’Atlantique Nord-Ouest (<i>Phocoena phocoena</i>)	16

5.	L'ÉTUDE DES MAMMIFÈRES MARINS	19
5.1	Recensements visuels terrestres	20
5.2	Recensement par acoustique passive	23
6.	DESCRIPTION DU PROJET	26
6.1	Pertinence.....	26
6.2	Objectifs.....	27
CHAPITRE 1 APPROCHE INTÉGRÉE DE SUIVIS PAR ACOUSTIQUE PASSIVE ET OBSERVATIONS TERRESTRES POUR ÉVALUER L'UTILISATION DE L'HABITAT PAR LES BÉLUGAS ET LES MARSOUINS COMMUNS DANS UN ENVIRONNEMENT CÔTIER BRUYANT DE L'ESTUAIRE DU SAINT- LAURENT		28
1.1	RÉSUMÉ.....	28
1.2	INTEGRATING PASSIVE ACOUSTIC AND LAND-BASED MONITORING TO IMPROVE HABITAT-USE ASSESMENT OF BELUGAS AND HARBOUR PORPOISES IN A NOISE-IMPACTED COASTAL ENVIRONMENT OF THE ST. LAWRENCE ESTUARY	31
1.3	ABSTRACT	32
1.4	INTRODUCTION.....	33
1.5	METHODOLOGY	37
1.5.1	Study area and period.....	37
1.5.2	Land-Based Surveys	39
1.5.3	Passive Acoustic Monitoring	40
1.5.4	Data analyses	43
1.6	RESULTS.....	45
1.6.1	Land-Based Surveys	45
1.6.2	Passive Acoustic Monitoring	49
1.6.3	Comparison of Detection Rates	52
1.6.4	Detection limits	54
1.6.5	PAM analytical bias	57
1.7	DISCUSSION	58
1.7.1	Detection efficiency	58
1.7.2	Limitations of the different methods.....	60
1.7.3	Advantages of different methods	62

1.7.4 Observer bias	65
1.8 CONCLUSION.....	66
1.9 ACKNOWLEDGEMENTS	67
1.10 DATA AVAILABILITY	67
1.11 APPENDIX 1	68
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	70
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	82

LISTE DES TABLEAUX

Table 1 Information collected during four years (2020 – 2023) of LBS about presence, abundance, composition, and size of groups for belugas, harbour porpoises and vessels. OB indicates observation block.....	46
Table 2 Mean ambient noise level (dB re 1 μ Pa) based on the 75 th percentile in the three frequency bands of interest calculated under different conditions of marine mammal and vessel presence.....	50
Table 3 Contingency tables and McNemar’s test results comparing the detection (presence: Pres, absence: Abs) of belugas, harbour porpoises, and boats based on the type of method (acoustic, visual, and combined), as well as the results of the Kruskal-Wallis variance analyses with Dunn’s post-hoc test comparing daily detection rates across methods.	53
Table 4 Effects of different variables (environmental and anthropogenic) on the detection of presence of belugas and harbour porpoises for PAM and LBS (GLM, family binomial). Significant explanatory variables are marked with bold p-value (<i>p</i>), variables increasing the probability of presence are marked in green and those decreasing are marked in red. The variables of reference for each category are marked in italic. Est. stands for Estimate.....	55
Table 5 Contingency tables, results of McNemar tests and Cohen’s Kappa coefficient values between two different acoustical analysts. <i>Abs</i> stands for absence and <i>Pres</i> for presence.....	58
Table 6 Categories and their description for environmental data noted during LBS and used to classify variables for PAM, for a) Horizontal visibility, b) Intensity of sun reflection, c) Percentage of cloud cover, d) Wind speed according to Beaufort scale, as well as categories of evaluation of observation certainty (e), boat activities (f) and speed class of boats (e) detected by LBS.....	68

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Évolution du nombre de grands cétacés tués à chaque décennie par la chasse commerciale entre les années 1900 et 2010. © Our World in Data à partir de données extraites de IWC et Rocha <i>et al.</i> , 2014. Reproduit avec permission	2
Figure 2. Limites actuelles (trait plein) et futures (trait pointillé) du PMSSL, incluant la topographie du fond marin et la localisation du site d'étude (en rouge). ©PMSSL, 2024a. Modifié avec permission.	7
Figure 3. Représentation schématique de la circulation océanique des différentes masses d'eau dans l'ESL principalement au niveau de la remontée d'eau froide à la tête du chenal laurentien et un exemple de l'écosystème qui en découle. © PMSSL. Reproduit avec permission.	9
Figure 4. Dessin, © PMSSL (reproduit avec permission), et photo, © Coralie Bernier-Breton, de bélugas prise au site d'étude.	13
Figure 5. Dessin, © PMSSL (reproduit avec permission), et photo, © Coralie Bernier-Breton, de marsouins communs prise au site d'étude.....	17
Figure 6. Distribution géographique du béluga et du marsouin commun dans l'hémisphère nord et dans le PMSSL. © Cristiane C. A. Martins à partir des données de l'IUCN. Reproduit avec permission.	18
Figure 7. Photos de l'étendue visuelle de l'aire d'étude, de l'installation du matériel ainsi que les angles et réticules vus par l'objectif des jumelles télémétriques servant à positionner les observations. © Coralie Bernier-Breton. Reproduit avec permission.	23
Figure 8. Schéma du mouillage déployé dans le cadre de ce projet. © Coralie Bernier-Breton. Reproduit avec permission.....	26
Figure 9. Distribution of belugas and harbour porpoises in Eastern Canada (inset map), and in part of the Lower St. Lawrence Estuary. Limits for the PMSSL (yellow box) and high residency areas (grey shaded areas) identified for St. Lawrence Estuary beluga are also presented, along with the land-based survey site.	38
Figure 10. Spectrograms with detections of (a) beluga and harbour porpoise clicks and (b) beluga vocalizations and small vessel passage.	42

Figure 11. Variation of the percentage of observations of belugas (a) and harbour porpoises (b) practicing different activities between years and vessel types (c)	47
Figure 12. Visual observations of different types of vessels, as well as belugas and harbour porpoises' groups of adults with or without calves for the years 2022-2023.....	48
Figure 13. Distance between observer and species of marine mammals during the years 2022-2023. Boxplot shows median, quartiles and mean (diamond).	49
Figure 14. Number of files with detections of belugas, harbour porpoises and boats per hour for each day and hour of recordings in 2023. The beginning of the y-axis up to the red dotted line indicating the theoretical beginning and end of visual surveys (conducted during daylight between 7:00am and 7:30pm).....	51
Figure 15. Time contribution of observation types (%) of belugas, harbour porpoises and boats presence and absence based on visual, acoustical and combined detection methods.....	52
Figure 16. Time with presence (%) of belugas and harbour porpoises detected either/or acoustically and visually in relation with environmental factors (wind speed (a), rain precipitation (c), percentage of cloud cover (d), horizontal visibility (e)) and anthropogenic factor (presence of boats (b)).....	57

LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES

ESL	Estuaire du Saint-Laurent
PMSSL	Parc Marin du Saguenay–Saint-Laurent
SSLMP	Saguenay–St. Lawrence Marine Park
PAM	Passive Acoustic Monitoring
LBS	Land-Based Survey
dB	Décibel
Hz/kHz	Hertz/Kilohertz
BO	Bloc d’observation
OB	Observation block
AIS	Automatic Identification System
MPO	Ministère Pêches et Océans Canada
IUCN	International Union for Conservation of Nature
COSEPAC	Comité sur la Situation des Espèces en Péril Au Canada
IWC	Commission Baleinière Internationale

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1. DÉCLIN DES MAMMIFÈRES MARINS

1.1 Chasse

Les cétacés, présents depuis 50 millions d'années (Berta, 2017), sont étudiés, admirés et observés par l'humain depuis toujours (Würsig *et al.*, 2018). Malgré cet intérêt marqué, les humains sont aussi une des causes principales du déclin de plusieurs de ces espèces. En effet, la biomasse de cétacés a été réduite de plus de 80% depuis le début des années 1900, phénomène principalement occasionné par la chasse commerciale intensive (Christensen, 2006) (Figure 1). Cette chasse a débuté au 11^{ème} siècle, mais est devenue de plus en plus importante avec l'apparition de nouvelles armes et embarcations, particulièrement au 20^{ème} siècle (Clapham & Baker, 2018; Rocha *et al.*, 2014). Selon les données déclarées par l'industrie de la chasse aux baleines, il est estimé que plus de 2,9 millions de ces grands mammifères marins ont été tués par la chasse entre 1900 et 1999, chiffre qui doit être encore plus élevé, mais la falsification de données de certains pays peut biaiser cet estimé (Rocha *et al.*, 2014). Les plus petits cétacés étaient plutôt chassés à proximité ou à partir de la côte et les techniques de chasse étaient généralement différentes que pour les grands cétacés, mais les données disponibles sur la mortalité occasionnée par la chasse restent très limitées (Mitchell, 1975; Reeves, 2009). La chasse intensive a mené plusieurs espèces au seuil de l'extinction avant d'être interdite par la Commission Baleinière Internationale (IWC) en 1982 (Clapham & Baker, 2018). Malgré que plusieurs pays n'adhèrent pas à l'IWC et que certains continuent même de pratiquer la chasse commerciale, les effectifs de cétacés chassés sont moindres en comparaison aux décennies précédant le moratoire. Depuis ce dernier, un ensemble de recherches ont été menées et différentes mesures ont été mises en place

mondialement par les différent(e)s acteur(trice)s du milieu dans l'objectif de ralentir ce déclin et favoriser le rétablissement de plusieurs espèces et populations de cétacés. Certaines d'entre elles vivent un début de rétablissement de leur population, mais ce n'est pas le cas pour plusieurs autres qui sont encore affectées par une multitude de menaces anthropiques (Magera *et al.*, 2013; Nelms *et al.*, 2021). Parmi ces dernières, on note entre autres, les changements climatiques, les empêtements, la pêche, le développement industriel, la pollution et le trafic maritime qui jouent un rôle important dans la perte et la dégradation de leur habitat (Harwood, 2001; Nelms *et al.*, 2021).

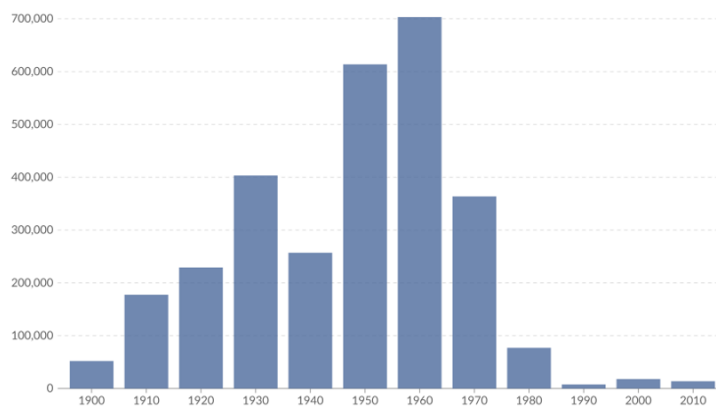


Figure 1. Évolution du nombre de grands cétacés tués à chaque décennie par la chasse commerciale entre les années 1900 et 2010. © Our World in Data à partir de données extraites de IWC et Rocha *et al.*, 2014. Reproduit avec permission

1.2 Trafic maritime

Le trafic maritime représente une entrave limitant le rétablissement de certaines espèces de mammifères marins. Les effets cumulatifs liés aux risques de collision, au dérangement acoustique et physique, à la dégradation de l'habitat ainsi qu'aux risques de déversement toxique peuvent avoir de nombreux effets sur les mammifères marins (de Vere *et al.*, 2018; J. Harwood, 2001; Lesage *et al.*, 2024). Le dérangement acoustique est occasionné par la pollution sonore émise, entre autres, par les embarcations, qui représente maintenant la source la plus importante de bruit d'origine anthropique dans les océans dans les basses fréquences (Duarte *et al.*, 2021; Erbe *et al.*, 2019). Dans le milieu marin, la pollution sonore

associée au trafic maritime provient de plusieurs sources, principalement des bulles créées par la cavitation de l'hélice, mais aussi du moteur et de la machinerie à bord et ce bruit varie selon le type de bateaux, son état ainsi que d'autres paramètres de navigation comme leur vitesse et leur charge (Erbe *et al.*, 2019; Findlay *et al.*, 2023; Fischer & Brown, 2005; Parsons *et al.*, 2021). Selon une étude parue en 2005, il est estimé que l'intensité du bruit sous-marin, à une échelle globale, a doublé à chaque décennie pendant les 50 années précédant l'étude et que la flotte mondiale de navires marchands a triplé durant la même période (Hildebrand, 2005). En effet, Andrew *et al.*, (2002) ont estimé que le niveau de bruit a augmenté d'environ 10dB dans les basses fréquences (20 à 80Hz et 200 à 300Hz) entre les années 60 et 90.

Cette pollution représente un enjeu majeur pour la plupart des espèces de mammifères marins. En effet, l'exposition chronique ou aiguë à la pollution sonore, qui dégrade l'habitat de ces espèces, peut avoir des effets sur l'utilisation de l'habitat par ces dernières en modifiant leur occurrence, leur comportement, en induisant du stress ou des changements physiologiques notamment la perte auditive et même le décès (de Vere *et al.*, 2018; Duarte *et al.*, 2021; Erbe *et al.*, 2019; MPO, 2024a). Les mammifères marins dépendent largement du son dans leur vie quotidienne entre autres pour communiquer, s'alimenter et naviguer (Erbe, Reichmuth, *et al.*, 2016; Zimmer, 2011). Lorsque les bateaux naviguent, ils émettent de forts sons sur une large gamme de fréquences rendant cette utilisation du son par les animaux plus difficile, c'est ce qu'on appelle le masquage de la communication (Erbe *et al.*, 2019; Erbe, Reichmuth, *et al.*, 2016). Par exemple, si deux personnes essayent de discuter à proximité d'un avion qui décolle, il est possible qu'elles ne s'entendent pas, ou bien qu'elles crient pour se faire entendre ; c'est un peu ce que vivent les mammifères marins, mais de manière récurrente au quotidien. Les sons d'origines anthropiques peuvent modifier la capacité des espèces à recevoir les sons et modifier comment ces derniers sont émis et peuvent occasionner du dérangement ce qui peut avoir de graves répercussions sur leurs activités essentielles (Nowacek *et al.*, 2007). Lorsque certaines de ces fonctions ne peuvent être réalisées adéquatement et ce, de manière répétée, cela pourrait éventuellement nuire au potentiel de rétablissement de certaines espèces (Nowacek *et al.*, 2007). Globalement, dans les dernières années, plusieurs chercheur(e)s, organismes et instances gouvernementales ont

levé le drapeau sur l'importance de réduire la pollution sonore dans nos océans et ont instauré diverses mesures et réglementations pour réduire les risques associés à la pollution sonore dans le milieu marin (de Vere *et al.*, 2018; Duarte *et al.*, 2021; Erbe *et al.*, 2019; International Maritime Organization, 2023; Prideaux, 2017; Union Européenne, 2024). Le gouvernement du Canada ne fait pas exception, avec sa première ébauche de la Stratégie canadienne sur le bruit sous-marin publiée récemment et visant à réduire l'impact de la pollution sonore sur le milieu marin par l'instauration de mesures et réglementations (MPO, 2024b). S'appliquant plus spécifiquement à l'aire d'étude de ce projet, il existe aussi un plan d'action visant à réduire le bruit sous-marin pour les espèces en péril de l'estuaire du Saint-Laurent (ESL) (MPO, 2020).

2. IMPORTANCE DES CÉTACÉS

2.1 Importance écologique

La taille imposante des grands cétacés ainsi que le métabolisme rapide et les fortes abondances des plus petits, leur assurent une place importante dans la chaîne alimentaire puisqu'ils consomment d'énormes quantités de nourriture quotidiennement. Ils exercent donc une grande pression sur leur réseau trophique (Kiszka *et al.*, 2022; Roman *et al.*, 2014). En 2000, il a été estimé que, mondialement, les cétacés consommaient au minimum entre 249 et 436 millions de tonnes de proies (Tamura et Ohsumi, 2000). En plus d'interagir avec leurs proies, ces derniers démontrent aussi certaines interactions avec d'autres prédateurs, comme les oiseaux marins ainsi que quelques espèces de poissons, qui bénéficient de ces associations pour s'alimenter ce qui amplifie d'autant plus le rôle écologique qu'ils jouent dans la chaîne trophique (Katona et Whitehead, 1988). Les cétacés véhiculent aussi un important transfert horizontal et vertical des nutriments par le biais de l'alimentation et des déchets qu'ils produisent (Gilbert *et al.*, 2023; Roman *et al.*, 2025). Ce transfert horizontal s'explique en partie par les grands déplacements des cétacés. Plusieurs cétacés effectuent de longues migrations annuellement, par exemple, entre des zones polaires pour l'alimentation et des

zones subpolaires pour la reproduction (Boyd, 2004). Au cours d'une saison et même quotidiennement, les cétacés peuvent se déplacer sur plusieurs kilomètres, entre autres pour s'alimenter, ce qui contribue aussi au transfert horizontal des nutriments (Bräger et Bräger, 2019, Kiszka *et al.*, 2022 ; Stern, 2009). Le transfert vertical s'explique plutôt par les différentes profondeurs de plongée de ces animaux. De petits cétacés côtiers comme le marsouin commun (*Phocoena phocoena*) plongent généralement à moins de 100-200 mètres de profondeur (Van Beest *et al.*, 2018 ; Westgate *et al.*, 1995) tandis que d'autres, comme le cachalot macrocéphale (*Physeter macrocephalus*) peut plonger jusqu'à des profondeurs de plus de 1000 mètres (Westell *et al.*, 2022) ce qui peut participer à déplacer les nutriments verticalement dans la colonne d'eau. Ce transfert de nutriments contribue à la fertilisation de nos océans et stimule la production primaire (Gilbert *et al.*, 2023). Certains cétacés s'alimentant d'organismes benthiques peuvent aussi créer de la bioturbation ce qui peut impacter la structure physico-chimique et biologique de leur habitat (Kiszka *et al.*, 2022). Finalement, à leur mort, leur carcasse permet de nourrir plusieurs centaines d'espèces marines et crée un écosystème unique (Quaggiotto *et al.*, 2022; Roman *et al.*, 2014). Ces mécanismes sont cruciaux pour la restauration et la régulation des écosystèmes marins et ont été grandement affectés par la décroissance globale des mammifères marins à travers le monde (Bowen, 1997 ; Roman *et al.*, 2014).

2.2 Importance économique

En plus de leur importance écologique, les cétacés sont aussi d'une grande importance économique. Autrefois, cette importance provenait essentiellement de la chasse qui leur attribuait une valeur marchande (Clark, 1981). Aujourd'hui, dans la plupart des régions du monde, la ressource n'est plus exploitée de la même manière (O'Connor *et al.*, 2009), et sa valeur économique repose maintenant sur des activités non-léthales principalement liées à l'écotourisme (Bearzi, 2017). Les activités d'observations de baleines sont pratiquées par des entreprises, tout comme par des plaisancier(ère)s et peuvent être réalisées à partir d'embarcations, de la terre ou même par voie aérienne. Ces activités ont débuté dans les années 1950 et se sont rapidement développées (O'Connor *et al.*, 2009). En 2008, ce sont plus

de 13 millions de personnes qui ont participé à des excursions d’observations de baleines dans 119 pays différents générant plus de 2 millions de dollars US globalement (O’connor *et al.*, 2009). Ces chiffres ne font qu’augmenter annuellement. Plusieurs régions du monde dépendent directement de l’observation de mammifères marins pour faire rouler l’économie locale (Hoyt & Iñíguez, 2008; O’connor *et al.*, 2009; Sumanapala & Wolf, 2024). Prenons exemple sur Tadoussac, un petit village de 52,63 km² et de moins de 800 habitant(e)s (Gouvernement du Québec, 2025), qui est reconnu mondialement pour l’observation aux baleines et qui est visité par plus de 300 000 personnes annuellement venant y faire des croisières (Lebon & Lapointe, 2018). L’industrie touristique de cette ville génère environ 140 millions de dollars pour la région (Alexandre Shields, 2020) et l’économie locale dépend donc principalement, voir presque uniquement, de l’observation des baleines (Lebon & Lapointe, 2018). Cette activité y est toutefois régulée par différentes mesures de conservation instaurées par le parc marin du Saguenay–Saint-Laurent (PMSSL) et le Gouvernement du Canada (Foisly & Désaulniers, 2011; Règlement sur les mammifères marins, 1993 ; Species At Risk Act, 2022 ; PMSSL, 2023). Auparavant chassés, maintenant observés, ce changement d’exploitation de la ressource est un pas dans la bonne direction pour la conservation des mammifères marins, mais il reste encore beaucoup à faire pour assurer leur protection et leur rétablissement. Il est possible de concilier observation et conservation si certaines mesures sont mises en place pour réduire le dérangement occasionné sur la faune (International Whaling Commission, 2022), comme c’est le cas dans le PMSSL.

3. PARC MARIN DU SAGUENAY – SAINT-LAURENT

3.1 Description

Le PMSSL couvre actuellement une superficie de 1245 km² autour de l’embouchure du Saguenay. Il s’étend sur une portion de l’Estuaire du Saint-Laurent (ESL) et du fjord du Saguenay et sera d’ailleurs agrandi prochainement (Figure 2).

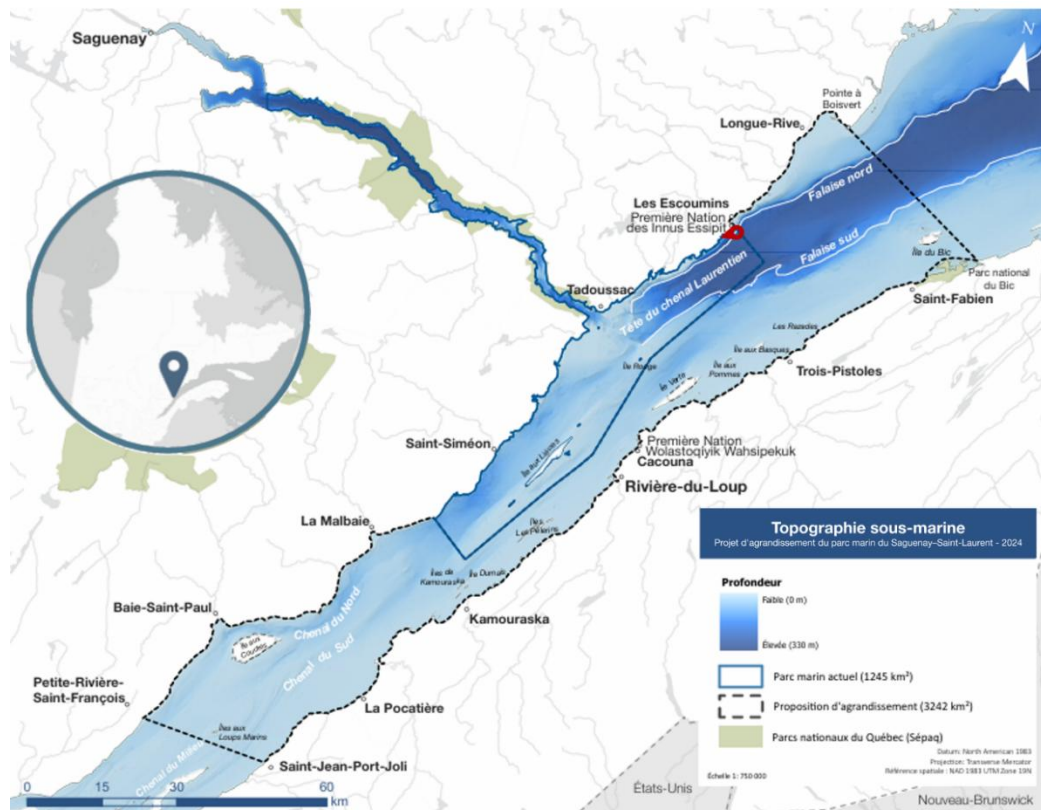


Figure 2. Limites actuelles (trait plein) et futures (trait pointillé) du PMSSL, incluant la topographie du fond marin et la localisation du site d'étude (en rouge). ©PMSSL, 2024a. Modifié avec permission.

On retrouve dans le PMSSL treize espèces de mammifères marins, parmi lesquelles neuf sont présentes sur une base très régulière (Foisy & Désaulniers, 2011). Trois sont des pinnipèdes, deux sont des baleines à dents (odontocètes) alors que quatre sont des baleines à fanons (mysticètes). Divers processus physiques, chimiques et biologiques sont responsables de cette diversité locale de mammifères marins. La disponibilité des proies est la raison principale de cette présence accrue (Savenkoff *et al.*, 2017). Cette abondance de proie est influencée, entre autres, par la topographie du fond marin et par la résurgence des eaux de la couche intermédiaire et profonde (Figure 2). Le chenal laurentien, d'une profondeur d'environ 300 m, s'étend entre l'océan Atlantique et atteint un seuil à sa tête, en face de Tadoussac, qui se trouve près de l'embouchure de la rivière Saguenay (Simard, 2009). Le courant océanique influence également cette abondance de nourriture.

En été, le chenal laurentien est composé de trois masses d'eau, soit la couche de surface chaude et peu salée provenant de l'amont et du fjord, la couche intermédiaire froide et moyennement salée provenant principalement des eaux refroidies durant l'hiver ainsi que la couche profonde légèrement plus chaude et plus salée et issue de l'Atlantique, permettant différents habitats au sein de l'ESL et ainsi différents types de proies (El-Sabh, 1988 ; Lavoie *et al.*, 1996) (Figure 3). La couche de surface s'écoule de manière opposée aux deux autres couches générant une circulation estuarienne. Particulièrement à la tête du chenal laurentien, mais un peu partout dans l'estuaire maritime, cette circulation permet à la couche intermédiaire froide et tous les nutriments qu'elle contient de remonter à la surface à marée haute lorsqu'elle se frappe à la paroi, tandis que les eaux de surface, elles, s'éloignent vers l'océan, c'est-ce qu'on appelle une remontée d'eau froide tidale (El-Sabh, 1988 ; Lavoie *et al.*, 1996 ; Gratton *et al.*, 1988). (Figure 3). Ces nutriments favorisent la croissance du phytoplancton, les producteurs primaires, qui sont à la base de la chaîne alimentaire. Ces derniers sont ensuite consommés par du zooplancton, comme du krill ou des copépodes, qui est, entre autres, consommé directement par certains mammifères marins, mais aussi par certains petits poissons qui sont, à leur tour, consommés par les mammifères marins (PMSSL, 2024b; Simard, 2009) (Figure 3). Cet écosystème complexe permet d'accueillir une grande diversité de mammifères marins à proximité de la côte et des grandes villes, ce qui fait du PMSSL un lieu de choix pour l'observation de baleines attirant annuellement environ 1 million de personnes en mer et sur les rives.

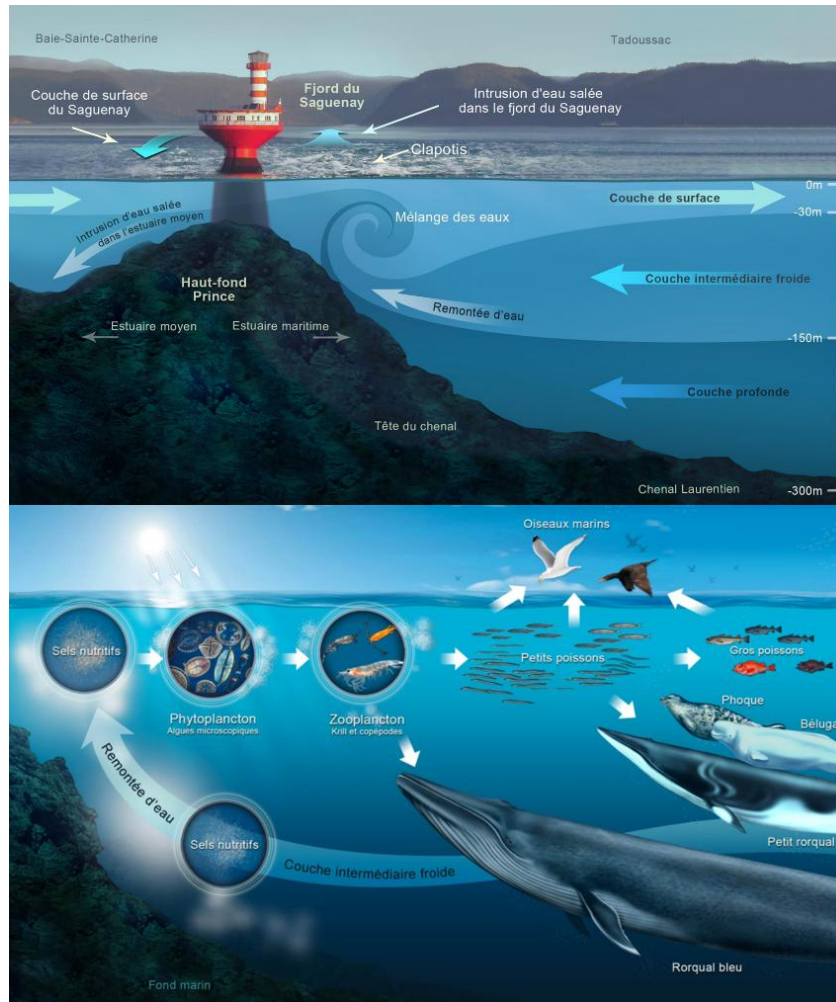


Figure 3. Représentation schématique de la circulation océanique des différentes masses d'eau dans l'ESL principalement au niveau de la remontée d'eau froide à la tête du chenal laurentien et un exemple de l'écosystème qui en découle. © PMSSL. Reproduit avec permission.

3.2 But

Le PMSSL a comme mandat de « rehausser, au profit des générations actuelles et futures, le niveau de protection des écosystèmes d'une partie représentative du fjord du Saguenay et de l'estuaire du Saint-Laurent aux fins de conservation tout en favorisant son utilisation à des fins éducatives, récréatives et scientifiques » (PMSSL, 2010). Pour assurer la conservation des différentes espèces, il est impératif d'acquérir le plus d'informations

possibles sur leur écologie, plus précisément leur mode de vie, leur habitat et leurs menaces. C'est pourquoi la recherche scientifique est un des axes principaux nécessaires à l'atteinte du but du PMSSL (Ménard, 2009; Ménard *et al.*, 2017). Plusieurs suivis y sont réalisés pour répondre aux objectifs de conservation et pour consolider ou mettre en place des mesures de conservation adaptées à la protection des écosystèmes marins et assurer une bonne gestion des activités maritimes (PMSSL, 2023). La création du PMSSL a aussi été largement motivée par un intérêt commun des différents acteur(rice)s du milieu de protéger la population de bélugas de l'ESL (*Delphinapterus leucas*) (Maltais & Pelletier, 2018), qui est en voie de disparition en vertu de la loi sur les espèces en péril (Species At Risk Act, 2002).

3.3 Trafic maritime

Un des enjeux majeurs étudiés par le PMSSL est le trafic maritime qui nécessite une certaine gestion pour assurer la conservation des mammifères marins dans cette aire protégée. L'ESL dans lequel se trouve ce parc marin est un corridor de transit important pour le trafic maritime circulant entre l'Atlantique et les Grands Lacs (Chion *et al.*, 2017). Effectivement, annuellement dans le PMSSL, le nombre de transits de navires marchands est estimé à plus de 5 000 et le nombre de croisières internationales est estimé autour de 250 (Turgeon *et al.*, 2025). Sur une échelle plus locale, le nombre de passages des différents traversiers naviguant dans le PMSSL à chaque année est estimé à plus de 43 000 tandis que le nombre d'excursions aux baleines est estimé à plus de 6 500 (Turgeon, 2019). Ces chiffres ne prennent pas en compte les bateaux de pêche, les embarcations à propulsion humaine ainsi que les embarcations de plaisance, mais une estimation réalisée en 2017 évaluait le nombre total de passages annuel à plus de 73 000 (Turgeon, 2019).

3.4 Aire d'étude

Ce projet se déroule dans la partie aval du PMSSL, à la pointe nord-est de l'Anse-aux-Basque, au Centre de découverte du milieu marin près de Les Escoumins (Figure 2). Ce secteur représente le deuxième endroit dans le PMSSL, après l'embouchure, avec le plus haut

taux de trafic maritime (Chion *et al.*, 2007). En effet, c'est à cet endroit que se retrouve le quai des pilotes de l'administration de pilotage des Laurentides, quai duquel le bateau des pilotes transite plusieurs fois quotidiennement afin d'aller porter un(e) pilote sur les navires marchands et autres gros navires. Cela fait aussi en sorte qu'à cet endroit, ces grandes embarcations se rapprochent particulièrement de la côte. Des deux côtés de la pointe se trouvent aussi trois compagnies d'excursions aux baleines qui offrent plusieurs départs de quelques bateaux à chaque jour durant la saison estivale. De plus, le quai du traversier transitant entre Les Escoumins et Trois-Pistoles se situe à proximité, occasionnant plusieurs transits quotidiens de ce navire dans l'aire d'étude.

La profondeur au niveau de l'aire d'étude varie entre 50 et 300 m et est caractérisée par une pente abrupte tout près de la côte créant une remontée d'eau froide côtière assurant un puissant mélange vertical de la colonne d'eau et occasionnant une eau particulièrement froide et salée (Galbraith *et al.*, 2023; Mosnier *et al.*, 2016) (Figure 2). En effet, des données acquises via des traits verticaux avec une sonde CTD réalisés par l'équipe de Parcs Canada en 2023, permettent de constater une température moyennant 5 degrés Celsius ainsi qu'une salinité d'environ 30 PSU en surface. Ces caractéristiques lui confèrent des conditions favorables à la présence de mammifères marins à proximité de la côte et en font un lieu idéal pour l'observation terrestre.

4. ESPÈCES ÉTUDIÉES

4.1 Béluga de l'Estuaire du Saint-Laurent (*Delphinapterus leucas*)

4.1.1 Description

Le béluga est un odontocète de 3,5 à 5,5 m de longueur et qui se démarque par l'absence de nageoire dorsale ainsi que sa couleur blanche caractéristique, malgré qu'il soit gris lors de ses premières années de vie (O'Corry-Crowe, 2009) (Figure 4). Comme la plupart des baleines à dents, les bélugas sont grégaires et très sociaux. On les retrouve généralement en

troupeaux de plusieurs groupes pouvant pratiquer diverses activités (O’Corry-Crowe, 2009). Dans le cadre de ce protocole, un groupe était défini comme des individus nageant ensemble, présentant un comportement similaire et se trouvant à une distance maximale de quatre longueurs de corps les uns des autres (Martins et Bernier-Breton, 2023). Ils ont aussi la particularité d’être très vocaux et d’émettre plus d’une trentaine de types de vocalises différents, comme les clics, les sifflements, les grognements, les bêlements, les sons tonaux, les bourdonnements et plusieurs autres (Chmelnitsky & Ferguson, 2012; Panova *et al.*, 2012). C’est pourquoi ils sont surnommés les canaris des mers (Schevill et Lawrence, 1949). Leurs vocalises s’étendent sur une grande gamme de moyennes et hautes fréquences généralement entre 1 et 40 kHz, mais cela peut varier en fonction des populations et de leur habitat (Au *et al.*, 1984). Les signaux émis à plus hautes fréquences sont principalement les clics et servent généralement à l’écholocation (Panova *et al.*, 2012). L’écholocation, particulièrement utilisée pour l’alimentation, consiste en un son que l’animal projette dans l’eau et qui revient sous forme d’écho permettant à l’animal de détecter, reconnaître et localiser des objets dans le milieu, comme ses proies par exemple (Au & Hastings, 2008). L’écholocation est particulièrement utilisée lors de la recherche de nourriture et l’alimentation, mais peut aussi être utilisée pour d’autres activités, comme la socialisation (Panova *et al.*, 2012 ; Chmelnitsky, 2010). En plus des clics, d’autres types de vocalises, comme les sifflements et les tons pulsés, peuvent être associées à différentes activités (Panova *et al.*, 2012 ; Chmelnitsky, 2010). Le taux de vocalisation peut aussi varier selon l’activité pratiquée et est généralement plus important lors de périodes de socialisation (Panova *et al.*, 2012). La composition des groupes peut aussi affecter les types et le taux de vocalisations chez cette espèce (Halteman et Ryan, 2019 ; Panova *et al.*, 2012). En général, un individu de bélugas émet entre environ 1 et 10 vocalisations par minute, ce qui varie selon les facteurs décrits précédemment (Chmelnitsky, 2010; Halteman et Ryan, 2019; Lesage *et al.*, 1999; Panova *et al.*, 2012).



Figure 4. Dessin, © PMSSL (reproduit avec permission), et photo, © Coralie Bernier-Breton, de bélugas prise au site d'étude.

4.1.2 État de la population

Bien que les bélugas présentent une distribution circumpolaire, la population de l'ESL constitue la plus méridionale de l'espèce (COSEPAC, 2014) (Figure 6). Il est estimé que sa population totale se situait autrefois entre 12 400 et 17 400 individus en 1865 et qu'elle a connu un déclin marqué dû à la chasse, menant à une population entre 1500 et 1600 individus vers la fin des années 70, et d'environ 1850 individus en 2023 (Lesage *et al.*, 2024). Les bélugas de l'ESL migrent saisonnièrement mais une portion de la population y reste toute l'année (Figure 6). Durant l'été, la distribution du béluga s'étend dans différentes parties de l'ESL, et est centrée à la tête du chenal laurentien et l'embouchure du Saguenay (Simard *et al.*, 2023 ; Lesage *et al.* 2024). Le PMSSL est donc au cœur de leur distribution estivale et ce territoire protégé couvre environ 37% de l'habitat essentiel estival de la population, qui se définit par l'habitat utilisé par les femelles, les juvéniles et les veaux (Ménard *et al.*, 2022; MPO, 2012). Leur distribution varie selon les saisons, mais aussi selon la composition des groupes (Bonnell *et al.*, 2022 ; Lesage *et al.*, 2024). L'habitat important se retrouve principalement dans des lieux où les individus se regroupent pour diverses fonctions essentielles (e.g. alimentation, mise bas, socialisation, repos, etc.) et se caractérise généralement par un milieu avec de la nourriture accessible, peu de pollution (chimique et

sonore), les protégeant des prédateurs, où ils ont accès à l'ensemble de la colonne d'eau et souvent à proximité d'une remontée d'eaux des couches inférieures (Lesage *et al.*, 2024). Plusieurs parties du PMSSL sont aussi considérées comme des aires estivales de fortes résidences ou de forte concentration de bélugas (Mosnier *et al.* 2016 ; Lemieux-Lefebvre *et al.*, 2012). Des corridors de transit sont aussi fortement utilisés dans le PMSSL et assurent la connectivité entre les différentes aires de fortes concentrations (Ouellet *et al.*, 2021). Le site d'étude se situe dans une aire estivale de forte résidence (Lemieux-Lefebvre *et al.*, 2012), un corridor de transit (Ouellet *et al.*, 2021) et est particulièrement utilisée par les mâles adultes durant l'été (Ouellet *et al.* 2021).

4.1.3 Menaces

La plupart des menaces qui pèsent sur la population de bélugas de l'ESL sont liées de près ou de loin aux activités humaines. Après la chasse ayant décimé la majorité de la population, la réduction de la disponibilité des proies, l'exposition aux contaminants et au bruit généré par le trafic maritime peuvent mener à la dégradation de l'habitat (COSEPAC, 2014; Lesage, 2021; Lesage *et al.*, 2024; MPO, 2012). La disponibilité des proies est affectée par la pêche commerciale et est incertaine face aux changements climatiques et globaux actuels (Lesage *et al.*, 2020 et 2024). En réponse à ces changements, la diète des bélugas a été modifiée se tournant vers une alimentation plus diversifiée et plus d'hétérogénéité interindividuelle est observée depuis 2020 en comparaison avec les données du début des années 2000 (Cabrol *et al.*, 2025). Certains contaminants contribuent à réduire l'efficacité du système immunitaire des bélugas, les exposant à des maladies et infections. Certains peuvent aussi causer le développement de cancer chez l'espèce ou même affecter le système hormonal des femelles gestantes. Cela peut entraîner de la dystocie, des problèmes au moment de l'accouchement ou bien des complications après la mise bas (Lair *et al.*, 2016; Lesage *et al.*, 2024; MPO, 2012). L'augmentation des mortalités chez les veaux, et chez les femelles donnant naissance réduisent le recrutement futur, affectant le renouvellement de la population (Gosselin *et al.*, 2014 ; Tinker *et al.*, 2024). Ce grave problème, ainsi que les

maladies infectieuses, peuvent aussi être engendrés par le stress et le dérangement (COSEPAC, 2014; Lesage *et al.*, 2024).

L'exposition chronique au trafic maritime peut avoir des effets négatifs sur les mammifères marins et le béluga ne fait pas exception (Blane and Jaakson, 1994 ; Blevin, 2016 ; Chion *et al.*, 2021 ; COSEPAC, 2014 ; Krasnova *et al.*, 2020 ; Lesage *et al.*, 2024 ; Lyamin *et al.*, 2016). En plus des collisions qu'elles peuvent occasionner, la présence physique et la pollution sonore engendrée par les embarcations peuvent aussi affecter le comportement et la capacité à entendre et communiquer chez les cétacés (Erbe *et al.*, 2019 ; Jensen *et al.*, 2009 ; Pirotta *et al.*, 2019 ; Senigaglia *et al.*, 2016, Schoeman *et al.*, 2020). Par exemple, la présence de bateaux peut nuire aux activités normales et à la fréquentation de certains secteurs ce qui se note chez le béluga, entre autres, par des changements de patrons de présence, d'abondance relative et de composition des groupes (Krasnova *et al.*, 2020 ; Martin *et al.*, 2023 ; Vergara *et al.*, 2025 ; Westdal *et al.*, 2023). Pour sa part, le bruit généré par les embarcations peut réduire l'efficacité de l'alimentation en interférant avec l'écoute active ou en masquant les clics ou les vocalisations de conspécifiques (Clark *et al.*, 2009; Erbe *et al.*, 1999, 2015, 2019). Une interférence avec le comportement et la communication a notamment été démontrée chez le béluga de l'ESL (Blane and Jaakson 1994 ; Lesage *et al.* 1999 ; Scheifele *et al.* 2005 ; Gervaise *et al.* 2012 ; Vergara *et al.*, 2021).

4.1.4 Informations manquantes

Les effets de la pollution sonore à long-terme sur la population restent difficiles à décrire et la contribution des différentes menaces décrites précédemment sur le rétablissement de la population sont toujours méconnues (Lesage *et al.*, 2024). Malgré qu'il soit bien connu que les bélugas sont affectés par la pollution sonore, les seuils de dérangement, la description des réactions comportementales à ce dérangement ainsi que les paramètres caractérisant les habitats importants ne sont pas encore bien compris (Lesage *et al.*, 2024). Ces informations sont importantes à développer afin de mettre en place des mesures de conservation adaptées pour cette population en péril.

4.2 Marsouin commun de l'Atlantique Nord-Ouest (*Phocoena phocoena*)

4.2.1 Description

Le marsouin commun est un odontocète mesurant autour de 1,5 m de longueur qui se démarque, en plus de sa petite taille, par sa nageoire dorsale triangulaire, sa coloration grise-foncée à noire sur le dos ainsi que sa tête arrondie (Bjorge & Tolley, 2009) (Figure 5). Les veaux se distinguent par leur taille deux fois plus petite que les adultes et par le fait qu'ils sont généralement observés à proximité de leur mère (Bjorge & Tolley, 2009) (Figure 5). Comme les bélugas, les marsouins sont grégaires et se retrouvent généralement en petits groupes de 1 à 8 individus, mais peuvent aussi se retrouver en troupes beaucoup plus gros (Bjorge & Tolley, 2009). Ces animaux utilisent strictement des clics pour communiquer et s'alimenter, par le biais de l'écholocation (Goodson & Sturtivant, 1996). Ces clics ultrasoniques ne pouvant être détectés par l'oreille humaine sont émis à des fréquences variant entre 140 et 160 kHz (Goodson & Sturtivant, 1996) et à un taux de répétition variant entre 20 et plus de 1000 clics par seconde (Clausen *et al.*, 2011). Ce taux de répétition ainsi que l'intervalle entre les clics varient tous deux selon l'activité pratiquée (Macaulay, 2020). Par exemple, lors de moments de socialisation, les marsouins peuvent effectuer plus de 1000 clics par seconde, mais ne terminent pas leur séquence de clics par un « buzz », comme ils le font lors de l'alimentation (Migneault *et al.*, 2025 ; Todd *et al.*, 2022). Ce « buzz » est caractérisé par une augmentation de la vitesse des clics allant de plus en plus vite jusqu'à l'arrêt des clics, lorsque l'animal attrape sa proie. Lors de moment de repos, leurs séquences de clics se font plus rares, tout comme le nombre de clics par seconde qui est moins important (Wright *et al.*, 2017). La petite taille des marsouins rend leur thermorégulation plus demandante énergétiquement et force les individus à s'alimenter la majorité de leur temps ce

qui les a poussé à développer des techniques d'alimentation très efficaces avec un taux de succès de capture de plus de 90% dans certains cas (Wisniewska *et al.*, 2016).



Figure 5. Dessin, © PMSSL (reproduit avec permission), et photo, © Coralie Bernier-Breton, de marsouins communs prise au site d'étude.

4.2.2 État de la population

Le marsouin commun est une espèce qui utilise généralement des habitats côtiers tempérés et subpolaires se retrouvant dans l'hémisphère Nord (COSEPAC, 2022) (Figure 6). La population visitant le PMSSL durant la saison estivale, celle de l'Atlantique Nord-Ouest, a une distribution s'étendant du sud-est des États-Unis jusqu'au sud de l'Île Baffin (Hammond *et al.*, 2008) et est désignée comme espèce préoccupante selon le dernier rapport du comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). La population de l'est du Canada est estimée à environ 350 000 individus et sa distribution s'étend jusqu'à la tête du chenal laurentien durant la saison estivale. C'est l'espèce de mammifère marin la plus abondante du golfe et de l'ESL (COSEPAC, 2022; Lesage *et al.*, 2007) (Figure 6).

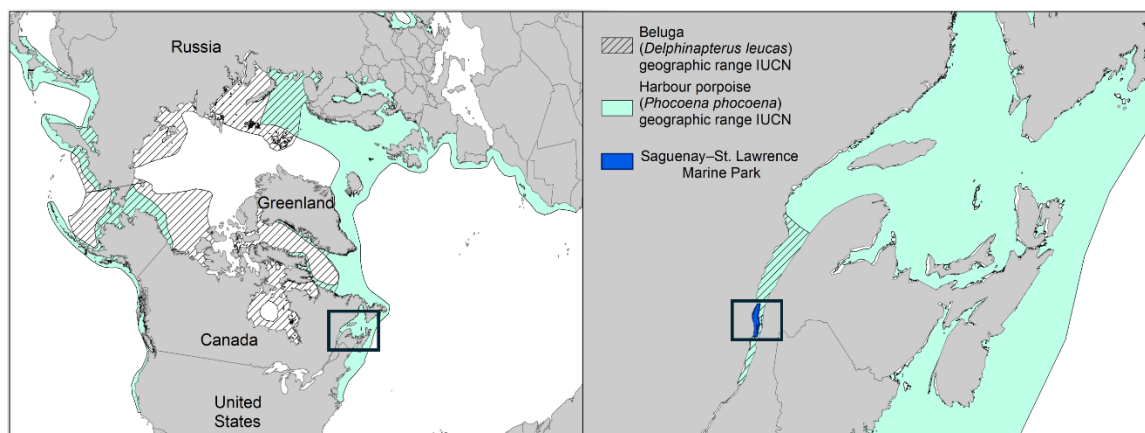


Figure 6. Distribution géographique du béluga et du marsouin commun dans l'hémisphère nord et dans le PMSSL. © Cristiane C. A. Martins à partir des données de l'IUCN. Reproduit avec permission.

4.2.3 Menaces

Plusieurs menaces anthropiques pèsent aussi sur le marsouin commun. La plus importante est la prise accidentelle dans des engins de pêche (COSEPAC, 2022). Il est estimé que plus de 2 000 marsouins communs ont été pêchés accidentellement dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en 2000 et 2001 et ce chiffre serait moins important que dans les années 80, moment où la pêche commerciale aux poissons de fonds était plus présente (Lesage *et al.*, 2006). De par sa petite taille, le marsouin commun est aussi sujet à la prédation par le phoque gris (*Halichoerus grypus*) et le requin blanc (*Carcharodon carcharias*) dans certaines parties de son aire de distribution (Lair *et al.*, 2023). Tout comme pour le béluga, le marsouin commun est affecté par la pollution chimique, les maladies infectieuses, la disponibilité des proies ainsi que la dégradation de l'habitat (COSEPAC, 2022; Lair *et al.*, 2023). Encore une fois, la pollution sonore est une menace importante qui pèse sur la population et le marsouin commun est particulièrement vulnérable aux perturbations acoustiques (Tougaard *et al.*, 2015). La présence de bateaux et le bruit qu'ils émettent, particulièrement à plus grande vitesse lorsque le son généré est de plus haute fréquence,

peuvent entraîner du dérangement chez les marsouins communs les menant à modifier leur utilisation de l'habitat (taux de présence et activités pratiquées) et plus particulièrement affecter négativement leur alimentation (Evans *et al.*, 1994; Oakley *et al.*, 2017; Roberts *et al.*, 2019; Wisniewska *et al.*, 2018). Puisque la survie des individus dépend grandement de leur capacité à s'alimenter efficacement, le dérangement sonore peut avoir de graves répercussions sur la population et il est crucial de comprendre l'étendue des effets du trafic maritime sur cette espèce (Wisniewska *et al.*, 2016).

4.2.4 Informations manquantes

Malgré sa grande abondance dans l'ESL, le marsouin commun reste une espèce peu étudiée et plusieurs aspects de son écologie sont toujours méconnus. Très peu d'informations sont disponibles pour caractériser et quantifier la dégradation de la qualité et de l'étendue son habitat causée par les activités anthropiques (COSEPAC, 2022). Les données actuelles ne permettent pas non plus de confirmer avec certitude l'effectif de la population et d'en étudier ses tendances (COSEPAC, 2022). De plus, le taux de mortalité, l'utilisation de l'habitat, principalement lors de la saison hivernale, et les effets de la pollution sonore sur les individus et à l'échelle populationnelle sont incompris comme pour plusieurs autres espèces (COSEPAC, 2022; Wisniewska *et al.*, 2016). Ces informations sont nécessaires pour assurer la conservation de cette espèce à statut préoccupant.

5. L'ÉTUDE DES MAMMIFÈRES MARINS

Les mammifères marins sont observés depuis toujours et étudiés depuis plus de 2000 ans (Würsig *et al.*, 2018). Les premières études portaient principalement sur la morphologie des espèces et se basaient sur des individus retrouvés échoués (Würsig *et al.*, 2018). Les activités de chasse ont aussi permis d'approfondir les connaissances morphologiques et ont mené à l'acquisition de nouveaux savoirs portant sur l'écologie des cétacés (Würsig *et al.*, 2018). Les chercheur(e)s se sont ensuite tourné(e)s vers les individus en captivité afin d'enrichir les connaissances liées à la physiologie ainsi qu'à l'écologie comportementale.

Les études se sont ensuite rapidement multipliées dans un but de décrire les cétagés dans leur environnement naturel, dont plusieurs réalisées dans un but de conservation (Würsig *et al.*, 2018 ; Evans *et al.*, 2012). Sachant que les embarcations sont susceptibles d’occasionner du dérangement chez les deux espèces étudiées, leur utilisation peut causer un biais dans le cadre de certaines études, surtout si elles visent à comprendre l’écologie comportementale de l’espèce. D’autres méthodes utilisées pour l’étude des mammifères marins peuvent aussi perturber les mammifères marins étudiés comme les drones (Aubin *et al.*, 2023) et les relevés aériens (Luksenburg & Parsons, 2009). D’un point de vue éthique, il est recommandé d’assurer le bien-être animal en réduisant au maximum les impacts négatifs ainsi que le dérangement occasionné au niveau individuel, populationnel et écosystémique lors de recherches scientifiques sur les mammifères marins, particulièrement pour les espèces à statut précaire (Gales *et al.*, 2009), comme c’est le cas pour le béluga de l’ESL et le marsouin commun. C’est pourquoi les deux méthodes utilisées dans le cadre de ce projet sont des méthodes non-invasives et sans dérangement (Piwet *et al.*, 2018). Il est toutefois important de mentionner que certains aspects et certaines espèces ne peuvent pas être étudiés par le biais de ces deux méthodes et que certaines conditions, détaillées dans ce travail, doivent être respectées pour les utiliser.

5.1 Recensements visuels terrestres

5.1.1 Description

Les recensements visuels réalisés à partir de sites terrestres ont débuté principalement dans le début des années 70 et représentent, pour certaines études, les plus longues séries temporelles de données pour le suivi des populations (Keen *et al.*, 2021; Piwet *et al.*, 2018). Ces suivis sont utilisés afin de répondre à différentes questions portant, entre autres, sur l’écologie des espèces et leur utilisation de l’habitat. En effet, ils peuvent être employés pour comprendre comment les cétagés utilisent leur habitat (e.g. Cornick *et al.*, 2011; Jones *et al.*, 2014) en récoltant des données portant sur leur distribution et leurs patrons d’occurrence (e.g.

Cornick & Kendall, 2008; Dolman *et al.*, 2014), sur leur écologie comportementale (e.g. Anderson *et al.*, 2017; Roberts *et al.*, 2019) ainsi que sur l'effets de diverses activités anthropiques sur différents aspects de leur mode de vie (e.g. Krasnova *et al.*, 2020; Oakley *et al.*, 2017). Ces suivis sont limités par la distance de détection, considérant qu'ils sont réalisés à partir de plateforme immobile sur la terre. Ils sont donc applicables uniquement aux espèces qui utilisent fréquemment la zone côtière pendant au moins une période de l'année et ne sont donc pas adaptés à tous les projets de recherche (Keen *et al.*, 2018; Morete *et al.*, 2018).

L'étroitesse de l'ESL et du Fjord du Saguenay mènent à une certaine proximité des mammifères marins des côtes et favorisent l'utilisation de sites terrestres pour observer les mammifères marins à partir de la rive. C'est la raison pour laquelle Parcs Canada a mis en place ce genre de suivis à six endroits clés dans le PMSSL depuis sa création en 1998 (PMSSL, 2023). Ces suivis parfois simultanés permettent de couvrir une grande partie de l'habitat essentiel estival du béluga de l'ESL.

5.1.2 Méthodologie

Dans le cadre de ce projet, les suivis visuels ont été réalisés sur quatre étés (2020 – 2023), de mai à septembre, à partir d'un site d'observation terrestre de Parcs Canada situé au Centre de Découverte du Milieu Marin, près de Les Escoumins. Les suivis des bélugas et marsouins communs ont été effectués à l'aide de jumelles télémétriques et calibrées quotidiennement, de manière à positionner les groupes ou troupes observés. Des relevés de 10 minutes, nommés blocs d'observation (BOs), étaient réalisés aux 15 minutes selon un protocole de type *survey* (Mann, 1999). Ces BOs étaient effectués afin de positionner, décrire la taille et la composition des troupes, ainsi que leur activité prédominante. Le terme « activité », ou « état », se distingue du terme « comportement », ou « évènement », par le fait que le premier a une durée dans le temps, tandis que le second est instantané (Altmann, 1974). L'activité prédominante représente l'état pratiqué par la majorité des individus d'un groupe pendant plus de 50% du temps d'observation (Mann, 1999). Dans cette

étude, les activités prédominantes étudiées sont le déplacement, la recherche de nourriture/l'alimentation, le repos ainsi que la socialisation (Martins & Bernier-Breton, 2020 ; Bernier-Breton, 2020). D'autres informations complémentaires étaient aussi récoltées afin d'aller plus loin dans la description du comportement des groupes comme leur direction, ainsi que des codes prédéterminés pour décrire leur cohésion selon la proximité entre les individus, leur synchronisme en fonction de la simultanéité de leur comportement de surface ainsi que leur dynamisme par leur vitesse de déplacement et l'intensité de leur degré d'énergie (Martins & Bernier-Breton, 2020).

En plus de ces données, d'autres informations étaient aussi récoltées telles que des variables temporelles (date et heure), météorologiques (couvert nuageux, reflet du soleil, visibilité horizontale, direction et intensité du vent selon l'échelle de Beaufort (Appendix 1)) et des données relatives au trafic maritime. Pour chaque embarcation transitant dans l'aire d'étude, le type et sa vitesse, attribuée selon des catégories prédéfinies, étaient notés puis, comme pour les mammifères marins, la position, la direction et l'activité prédominante (Appendix 1) étaient aussi recensés. De plus, la cooccurrence de mammifères marins et d'embarcations dans un rayon de $\frac{1}{2}$ mille marin (926 mètres) était également noté. Finalement, chaque observation se voyait attribuer une cote de certitude afin d'être en mesure de retirer les données plus incertaines des futures analyses (Appendix 1). Cette cote vise à évaluer l'observation et peut varier selon divers facteurs dont les conditions météorologiques, la distance de l'observation, la certitude du comptage ou la bonne compréhension de l'activité pratiquée.



Figure 7. Photos de l'étendue visuelle de l'aire d'étude, de l'installation du matériel ainsi que les angles et réticules vus par l'objectif des jumelles télémétriques servant à positionner les observations. © Coralie Bernier-Breton. Reproduit avec permission.

5.2 Recensement par acoustique passive

5.2.1 Description

Puisque plusieurs espèces de cétacés passent plus de 90% de leur vie sous l'eau, les suivis visuels sont généralement insuffisants pour capter toute l'information relative à la présence des espèces et leur utilisation de l'habitat. Plusieurs espèces de mammifères marins ont évolué pour utiliser divers sons afin d'assurer leur communication puisque la faible lumière dans les profondeurs océaniques limite l'utilisation de la vision (Cato *et al.*, 2006). Le son, lui, voyage beaucoup plus loin et rapidement dans l'eau que dans l'air (Zimmer, 2011) et est donc un élément clé pour compléter les connaissances déjà acquises par le biais de suivis visuels. Ces détections passives de sons se font via un hydrophone, un microphone

sous-marin, qui est installé à un endroit précis durant une période prédéterminée et qui détecte les sons émis par les différentes espèces selon un horaire et une période définie, jusqu'à ce que la mémoire de l'appareil soit saturée ou que l'appareil soit récupéré (Zimmer, 2011). La toute première étude utilisant l'acoustique a été effectuée par des Américains en 1949, et curieusement, s'est déroulée dans le Fjord du Saguenay et visait spécifiquement les bélugas et la description de leurs vocalises (Schevill & Lawrence, 1949). Au cours des dernières décennies, la miniaturisation de la technologie a permis le développement de capteurs autonomes fixés ou non au fond pour monitorer acoustiquement l'émission de vocalises par les mammifères marins sans occasionner de dérangement (Zimmer, 2011). La fréquence d'émission de ces vocalisations, leur persistance et caractéristiques ont permis d'étudier l'occurrence des espèces (Holdman *et al.*, 2019; Lammers *et al.*, 2013), l'utilisation de l'habitat (Castellote *et al.*, 2020; Simon *et al.*, 2010), leur écologie comportementale (Panova *et al.*, 2012; Todd *et al.*, 2022) ainsi que l'exposition et dans certains cas les effets de la pollution sonore (Benhemma-Le Gall *et al.*, 2021; Castellote *et al.*, 2018). Puisque les deux espèces à l'étude sont très vocales, il est idéal d'utiliser cette méthode pour les étudier. Différents groupes de recherche utilisent cette technique sur le territoire du PMSSL depuis plusieurs années pour étudier certaines composantes de l'utilisation de l'habitat et les patrons d'occurrences du béluga de l'ESL (Chion *et al.*, 2021 ; Giard *et al.*, 2020; Mcquinn *et al.*, 2011 ; Simard *et al.*, 2023). Depuis 2022, Parcs Canada a mis en place deux stations d'acoustique passive pour en apprendre davantage sur le paysage sonore du PMSSL (PMSSL, 2023).

5.2.2 Méthodologie

Dans le cadre du suivi acoustique de Parcs Canada, une de ces deux stations se trouve dans la partie aval du parc marin au niveau du Centre de Découverte du Milieu Marin près de Les Escoumins. Un hydrophone *Soundtrap* ST600HF a été installé par des plongeur(se)s dans l'aire d'étude des suivis visuels de ce site à environ 50 m de la côte et 34 m de

profondeur (Figure 8). Cet hydrophone enregistrait en continu entre le 4 août et le 10 octobre 2023 à une fréquence d'échantillonnage de 384 kHz. Des spectrogrammes de 5 minutes ont été créés à partir des enregistrements. Un spectrogramme est une représentation visuelle du son qui a comme abscisse le temps, comme ordonnée la fréquence en Hertz (Hz) et est composée de diverses couleurs illustrant l'intensité du signal sonore en décibels (dB) (Zimmer, 2011). Les paramètres de ces derniers ont été déterminés par l'analyse d'enregistrements où des bélugas ou marsouins étaient observés. Des spectrogrammes à basse et haute fréquences ont été créés afin de capter les sifflements des bélugas et le passage de bateaux ou la présence de clics de bélugas et de marsouins (Figure 10). Des exemples de ces différents sons enregistrés lors de ce projet sont disponibles en ligne (Bernier-Breton, 2024). Les enregistrements comportant des sons de bélugas, de marsouins ou de bateaux ont ensuite été analysés pour estimer le niveau sonore (dB re 1 μ Pa) dans différentes bandes de fréquences d'intérêt déterminées selon les fréquences utilisées par les deux espèces étudiées (600 à 15 000 Hz pour les sifflements de bélugas, 25 à 80 kHz pour les clics de bélugas et 110 à 150 kHz pour les clics de marsouins). Le biais analytique a été estimé par l'envoi d'un sous-échantillon de ces spectrogrammes à une autre personne (Browning *et al.*, 2017; Smith *et al.*, 2020).

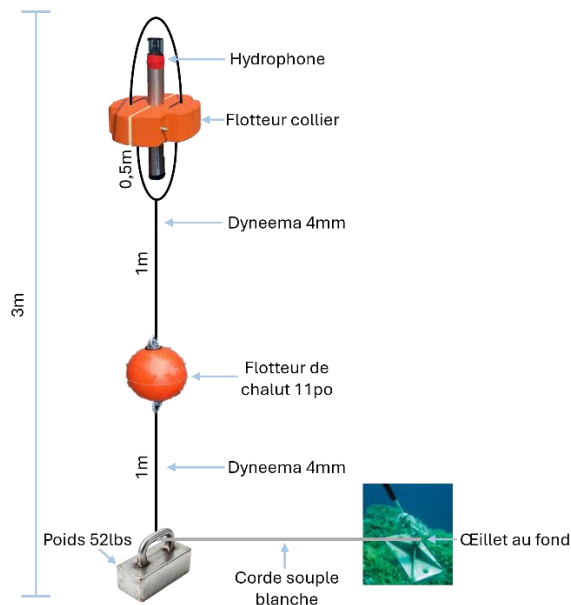


Figure 8. Schéma du mouillage déployé dans le cadre de ce projet. © Coralie Bernier-Breton. Reproduit avec permission

6. DESCRIPTION DU PROJET

6.1 Pertinence

Il est crucial d'en connaître le plus possible sur l'écologie des espèces afin d'assurer leur conservation (Ménard, 2009). Ce projet propose des techniques non-invasives afin d'étudier l'utilisation de l'habitat et d'évaluer les effets du trafic maritime sur le béluga et le marsouin dans l'ESL, et ainsi enrichir nos connaissances sur ces deux espèces. Tel que mentionné précédemment, les seuils de dérangement acoustique ainsi que les fonctions caractérisant les habitats utilisés par le béluga sont toujours méconnus (Lesage *et al.*, 2024). Chez le marsouin, beaucoup d'informations sont manquantes autant sur l'effectif de la population, que sur l'ampleur des effets des perturbations anthropiques ainsi que sur les caractéristiques des habitats utilisés pour réaliser leurs différentes activités essentielles

(COSEPAC, 2022). La Stratégie canadienne sur le bruit sous-marin énonce aussi un besoin urgent de combler certaines lacunes des connaissances afin de mieux comprendre les effets de la pollution sonore sur la vie marine (MPO, 2024b). Ce projet s'inscrit dans l'optique de développer des techniques permettant de répondre à ces questions tout en évitant de déranger les mammifères marins à l'étude.

6.2 Objectifs

L'objectif principal de ce projet est de comprendre comment la combinaison des suivis visuels terrestres et les suivis par acoustique passive dans la portion aval du PMSSL permet d'étudier l'utilisation de l'habitat et les effets des bateaux sur le béluga de l'ESL et le marsouin commun de l'Atlantique Nord-Ouest. Pour ce faire, les avantages et les fonctions de chacune des méthodes d'échantillonnage seront d'abord étayées, et leurs limites déterminées. Les résultats obtenus seront ensuite utilisés afin de décrire comment l'utilisation combinée de ces deux méthodes permet de répondre à des questions liées à l'utilisation de l'habitat et les effets des bateaux sur les deux espèces visées. Il est attendu que la méthodologie acoustique permette d'obtenir des données sur une plus longue série temporelle et avec une meilleure performance de détection, cependant cette dernière pourrait être affecté par divers bruits dans l'environnement. Il est supposé que la méthode visuelle, malgré sa moins bonne performance et sa sensibilité aux aléas météorologiques, permette d'obtenir des informations clés qui sont plus difficilement captable de manière acoustique. Il est donc envisagé que la combinaison de ces deux méthodes puisse être utilisée pour profiter des avantages et limiter les désavantages des deux techniques utilisées de manière séparée.

CHAPITRE 1

APPROCHE INTÉGRÉE DE SUIVIS PAR ACOUSTIQUE PASSIVE ET OBSERVATIONS TERRESTRES POUR ÉVALUER L'UTILISATION DE L'HABITAT PAR LES BÉLUGAS ET LES MARSOUINS COMMUNS DANS UN ENVIRONNEMENT CÔTIER BRUYANT DE L'ESTUAIRE DU SAINT- LAURENT

1.1 RÉSUMÉ

Étudier les mammifères marins qui passent la majeure partie de leur vie sous l'eau représente un défi, qui a conduit au développement de méthodes de suivis complémentaires et non invasives telles que les relevés visuels depuis des plateformes terrestres et les suivis par acoustique passive. Cette étude évalue l'efficacité de ces deux méthodes, séparément et conjointement, pour étudier l'utilisation de l'habitat et l'impact des navires sur deux espèces cible : le béluga de l'Estuaire du Saint-Laurent (ESL), une population en voie de disparition, ainsi que sur le marsouin commun du Nord-Ouest Atlantique, plus abondant mais considéré à statut préoccupant. Des relevés terrestres totalisant 512 h d'observation et s'étendant de mai à septembre et sur quatre saisons (2020 – 2023), ainsi que des suivis acoustiques en continue d'août à octobre en 2023 et représentant 1,591 h d'enregistrement ont été réalisés dans l'ESL, plus précisément dans le parc marin du Saguenay–Saint-Laurent. Les 78 h de récolte de données en simultané indiquent que l'acoustique passive a permis de détecter les bélugas et les marsouins respectivement 2.8 et 1.5 fois plus souvent que les relevés terrestres. Les taux de détections étaient plus élevés la nuit que le jour pour les deux espèces, alors que la détection visuelle est inefficace. Cependant, la performance de l'acoustique passive est limitée par le masquage causé par le bruit des navires et l'environnement, comme le vent et le courant. Les relevés terrestres ont fourni des données complémentaires clés telles que la localisation spatiale, la composition des groupes, l'abondance et le budget d'activités,

apportant des informations contextuelles utiles à la conservation. Ils ont révélé des tailles moyennes de groupes plus importantes en 2020 pour les bélugas et en 2022 pour les marsouins, comparé aux trois autres années, avec un taux d'observation de veaux de marsouins également plus élevé en 2022. L'année 2023 a été marquée par plus de périodes de recherche de nourriture/d'alimentation chez les deux espèces à l'étude. La combinaison de l'acoustique et des relevés terrestres améliore la performance de détection tout en atténuant les limites de chaque méthode, offrant une approche robuste renforçant la compréhension de l'utilisation de l'habitat et soutenir les efforts de conservation par une gestion mieux informée.

Cet article, intitulé *“Integrating passive acoustic and land-based monitoring to improve habitat-use assessment of belugas and harbour porpoises in a noise-impacted coastal environment of the St. Lawrence Estuary”* a été soumis, pour publication dans la revue *Marine Mammal Science*. En tant que première auteure, j'ai contribué à l'essentiel de la recherche afin de définir la problématique et les objectifs liés à la question de recherche, de développer la méthodologie à utiliser pour répondre à cette dernière, d'assurer la récolte de données selon cette méthode ainsi que de traiter et analyser ces données pour finalement rédiger cet article. Pierre Cauchy, professeur en acoustique et second auteur, a participé à l'élaboration de la question de recherche, des objectifs et de la méthodologie acoustique en plus de la révision de l'article. Cristiane C.A. Martins, Scientifique des Écosystèmes II et troisième auteure, a aussi pris part à l'élaboration de la question de recherche, des objectifs et de la méthodologie visuelle en plus de la révision de l'article et à la conception de cartes. Gesche Winkler, professeure en biologie, a, pour sa part, contribué à l'élaboration de la question de recherche, des objectifs et à la révision de l'article. Pierre Mercure-Boissonnault, agent de recherche pour le projet MARS de l'ISMER-UQAR, quatrième auteur, a joué un rôle à l'élaboration de la méthodologie acoustique, au traitement des données acoustiques ainsi qu'à la révision de l'article. Finalement, Léna Velé, stagiaire de Pierre Cauchy et cinquième auteure, a participé à l'analyse des données acoustiques et à la révision de l'article. Certains des résultats de cet article ont aussi été présentés lors de congrès nationaux et internationaux sous forme de présentation orale lors de la *Réunion Scientifique annuelle de*

Québec-Océan à Rivière-du-Loup en 2024 et par le biais d'affiches lors du *Symposium Béluga* à Montréal en mai 2023 et lors de la 25th *Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals* en novembre 2024 à Perth, en Australie.

1.2 INTEGRATING PASSIVE ACOUSTIC AND LAND-BASED MONITORING TO IMPROVE HABITAT-USE ASSESMENT OF BELUGAS AND HARBOUR PORPOISES IN A NOISE-IMPACTED COASTAL ENVIRONMENT OF THE ST. LAWRENCE ESTUARY

Coralie Bernier-Breton¹, Pierre Cauchy¹, Cristiane C.A. Martins², Gesche Winkler¹,
Pierre Mercure-Boissonnault¹, Léna Velé¹

¹Institut des sciences de la mer (ISMER), Université du Québec à Rimouski (UQAR).

²Parks Canada, Saguenay-St. Lawrence Marine Park

Correspondence: Coralie Bernier-Breton

Institut des sciences de la mer, Université du Québec à Rimouski

310 Allée des Ursulines,

Rimouski, Québec, QC G5L 2Z9

Canada

Email : coralie.bernier@hotmail.com

Author contributions : Conceptualization : C.B.B., P.C., C.C.A.M., G.W. Data curation: C.B.B., P.M.B., L.V. Formal analysis: C.B.B. Funding acquisition: C.B.B., P.C., C.C.A.M. Investigation: C.B.B. Methodology : C.B.B., P.C., C.C.A.M. Project administration : P.C., C.C.A.M., G.W. Resources : P.C., C.C.A.M. Supervision : P.C., C.C.A.M., G.W. Validation : C.B.B., P.C., C.C.A.M., G.W., P.M.B., L.V. Visualization : C.B.B. Writing – original draft : C.B.B. Writing – review & editing : C.B.B., P.C., C.C.A.M., G.W., P.M.B.

1.3 ABSTRACT

Studying habitat use of marine mammals that spend most of their lives underwater poses challenges, prompting the use of complementary, non-invasive monitoring methods like land-based surveys (LBS) and passive acoustic monitoring (PAM). This study assesses the effectiveness of each method, alone and in combination, for monitoring habitat use and vessel impact on the endangered St. Lawrence beluga (Government of Canada, 2002) and the understudied Northwest Atlantic harbour porpoise (COSEPAC, 2022) in the Saguenay–St. Lawrence Marine Park, eastern Canada. LBS totaled 512 hours of observation, while PAM recorded 1,591 hours, including 78 hours of simultaneous data in which PAM detected belugas and porpoises 2.8 and 1.5 times more often than LBS, respectively. PAM enabled continuous monitoring, including at night when detection rates were higher and LBS efficiency is null. However, PAM performances were limited by masking from vessel and environmental noise. Although LBS are limited by environmental conditions and detection range, they provided key complementary contextual data such as spatial localization, group composition, abundance and activity budget, providing insights to guide conservation. The development of automated standardized approaches opens the possibility of extending some of the functions of LBS to PAM. Combining PAM and LBS improves detection while addressing limitations of individual techniques, offering a robust approach to understanding habitat use and supporting conservation through better-informed management.

Keywords: Land-Based, Passive Acoustic Monitoring, Beluga, Harbour porpoise, Habitat use, Marine traffic, Sound pollution, Conservation, St. Lawrence

1.4 INTRODUCTION

Studying organisms that spend more than 80% of their lives underwater presents several challenges. This has not stopped people from marveling at and studying marine mammals for more than 2000 years (Würsig *et al.*, 2018). Since the 1970s, studies about cetaceans are mainly oriented towards population ecology in the natural habitat and, at the beginning, usually relied on visual monitoring from shore or boats (Piwetz *et al.*, 2018; Würsig *et al.*, 2018). Techniques quickly evolved, leading to various types of visual monitoring from different platforms such as airplanes, drones, different types of boats, and even satellites (Nowacek *et al.*, 2016). Given that sound travels significantly faster and especially farther in water than in air (Zimmer, 2011) and plays a critical role in communication, feeding and other important activities among numerous marine mammals (Clausen *et al.*, 2011; Sørensen *et al.*, 2018), acoustic monitoring was developed to fill the gaps and confirm or supplement the knowledge provided by visual surveys. Despite all these advancements, the ecology of many cetacean populations remains largely unknown (Braulik *et al.*, 2017; Nelms *et al.*, 2021; Parsons *et al.*, 2015).

From a conservation perspective, it is important to acquire more knowledge on marine mammals, but it is also imperative to reduce negative impacts and disturbance at an individual, population and ecosystem scale while doing research (Gales *et al.*, 2009). This is achievable through different monitoring techniques such as land-based surveys (LBS), that prevent interference with the animals studied. These surveys also offer good insight into the behavioral ecology of species (Morete *et al.*, 2018) while ensuring ethically responsible monitoring (Gales *et al.*, 2009). Indeed, LBS allow the collection of information on occurrence patterns (Cornick & Kendall, 2008; Dolman *et al.*, 2014), behavioral ecology (Anderson *et al.*, 2017; Roberts *et al.*, 2019), habitat use (Cornick *et al.*, 2011; Jones *et al.*, 2014) and effects of anthropogenic activities (Krasnova *et al.*, 2020; Oakley *et al.*, 2017), while limiting behavioral disturbance, organizational constraints and costs, especially when compared to aerial or boat-based surveys (Cole and Vidal, 2024; Piwetz *et al.*, 2018). However, these surveys cover only small often coastal areas (Castelblanco-Martínez *et al.*,

2019; Morete *et al.*, 2018), and are affected by environmental conditions (wind, fog, sun glare, light level, etc.) (Cole & Vidal, 2024; Giacoma *et al.*, 2013), and can only provide a local estimate of absolute abundance of a population (Cole & Vidal, 2024; Morete *et al.*, 2018).

Another method that limits anthropogenic disturbance and allows the study of cetaceans when they are not visible at the surface is Passive Acoustic Monitoring (PAM) of biological or man-made sounds via a hydrophone (Sousa-Lima *et al.*, 2013). This approach may provide valuable insights into the occurrence (Holdman *et al.*, 2019; Lammers *et al.*, 2013), behavior (Panova *et al.*, 2012; Todd *et al.*, 2022), habitat use (Castellote *et al.*, 2020; Simon *et al.*, 2010) of vocal marine mammals, as well as some threats they might be facing (Benhemma-Le Gall *et al.*, 2021; Castellote *et al.*, 2018). PAM allows researchers to monitor when and where marine mammals co-occur with anthropogenic threats such as vessel noise, which can disrupt natural behaviour (Van Parijs *et al.*, 2015). It also enables a high detection rate of marine mammals over long periods, in places and times where visual observations are challenging (Cole & Vidal, 2024; Wood, 2010; Zimmer, 2011). However, this method can also be limited by environmental conditions (Erbe, Verma, *et al.*, 2015; Mérindol *et al.*, 2024) or anthropogenic activities (Erbe *et al.*, 2016; Gabriele *et al.*, 2018) (e.g., maritime traffic, rain, wind), that cause noise which can mask targeted sounds and/or induce variations of the acoustic behavior of marine mammals (Zimmer, 2011; Erbe *et al.*, 2016; Ross *et al.*, 2023). PAM also requires a higher level of expertise for acoustic data analysis and for deploying and monitoring the acoustic hardware and software (Cole & Vidal, 2024). Another limitation of PAM is that it can only be used if the species under study vocalizes (Browning *et al.*, 2017). Some species are known to be more vocal than others, and the rate of vocalizations can also vary depending on behavior, group composition, season, and several other factors (Mellinger *et al.*, 2007; Tyack, 2017; Zimmer, 2011). LBS and PAM come with their advantages and limitations, making them not universally applicable across different species and habitats and can only be used to answer some of the questions regarding marine mammal ecology, which underscores the value of using a combination of methods (Dalpaz *et al.*, 2021; Verfuss *et al.*, 2018). The efficiency of both methods—visual and acoustic—has been shown

to vary depending on several factors, including species, their activities, and sampling conditions (Frouin-Mouy *et al.*, 2022; Kimura *et al.*, 2009; Smith *et al.*, 2020). This study focuses on assessing the efficiency of each method for studying the occurrence patterns and habitat use of the St. Lawrence Estuary beluga (*Delphinapterus leucas*) and harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the study area, which is located in the lower Estuary portion of the Saguenay–St. Lawrence Marine Park (SSLMP), in Québec, Canada.

The SSLMP was created in 1998 and has helped advanced knowledge of cetacean ecology and the threats they face, supporting conservation through research, regulations, and public awareness (PMSSL, 2010). However, further studies are needed to better understand the species within the park and implement measures to reduce human disturbances, such as restoring the marine soundscape and mitigating vessel impacts. This protected area is one of the best places in the world to observe a wide diversity of marine mammals, since nine species of marine mammals occur yearly in the Estuary, close to shore and near populated cities, making whale-watching an important economic activity in the region and exposing whales to multiple anthropogenic stressors (PMSSL, 2010). It is, therefore, an ideal location for conducting studies from LBS. The diversity of species and relatively high abundance for some of them can be explained by various oceanographic processes, such as the two-layer estuarine circulation, the strong tidal currents, and the topography (Simard, 2009; Simard *et al.*, 2022). The seafloor morphology is characterized by a deep channel, the Laurentian Channel, ending abruptly at the junction between the St. Lawrence and Saguenay rivers, creating a major cold-water upwelling, and others that are smaller, and that can be found near the shores all along the St. Lawrence Estuary (Simard, 2009; Simard *et al.*, 2022). Those oceanographic processes help create an abundant aggregation of prey for marine mammals near the coast (Simard, 2009; Simard *et al.*, 2022).

This park was created with the primary objective of conserving the St. Lawrence Estuary beluga (*Delphinapterus leucas*), the world's southernmost population of belugas (Lesage, 2021). This population is endangered and protected under the Species at Risk Act (SARA) (Species at risk act, 2002), and faces several threats, including chronic exposure to

vessel traffic, noise and chemical pollution, and habitat loss (MPO, 2012; Ménard *et al.*, 2022), although it is still unknown which of these factors contribute the most to the lack of recovery of the population (Lesage *et al.*, 2024). The Marine Park is at the core of the summer distribution of this population and covers 37% of their summer critical habitat (MPO, 2012; Ménard *et al.*, 2022) (Fig. 9). SLE beluga distribution varies seasonally, and habitat use can vary based on sex, age and community segregation (Bonnell *et al.*, 2022; Lesage *et al.*, 2024). High-residency or high concentration areas have been identified in several places within their summer habitat and within the SSLMP (Lemieux-Lefebvre *et al.*, 2012; Mosnier *et al.* 2016, Lesage *et al.* 2024) (Fig. 9), with transit corridors ensuring connectivity among these concentration zones (Ouellet *et al.*, 2021). Belugas are highly vocal and produce a wide variety of vocalizations over a broad range of medium and high frequencies, such as clicks, whistles, buzzes, and growls (Faucher, 1989; Garland *et al.*, 2015; Sjare & Smith, 1986b). Considering their high vocalisation rate and diversity, PAM becomes an adequate tool to study this population.

Harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) that are seen in the St. Lawrence Estuary belong to the Northwest Atlantic population, which is considered of special concern under SARA. Although relatively abundant in eastern Canada, there is no specific information about their abundance in the SLE or population trends. Information about the species seasonal distribution, and habitat use, or threats porpoises are facing is also limited (NAMMCO 2019; COSEPAC, 2022; Lesage *et al.*, 2007). Entanglement in fishing gear, especially bycatch in gillnet, is a well-documented issue for harbour porpoises (COSEPAC, 2022; Lesage *et al.*, 2006); noise pollution is also suspected as problematic given porpoises' high sensitivity (Popper & Hawkins, 2016; Tougaard *et al.*, 2015). The species is generally found in continental shelf water (Hammond *et al.*, 2008), exposing them to anthropogenic threats. They occur in the St. Lawrence Estuary during the ice-free season (Lacroix Lepage 2018; COSEPAC, 2022). The high metabolic cost of thermoregulation for such a small marine mammal forces porpoises to forage for the most part of the day with a capture success rate higher than 90% in some cases (Wisniewska *et al.*, 2016). This makes them apex predator with an important role to play in maintaining the stability and proper functioning of various

marine ecosystems (Fortuna *et al.*, 2024; Wisniewska *et al.*, 2016). Since anthropogenic activities can affect their feeding behaviour (Oakley *et al.*, 2017; Wisniewska *et al.*, 2018) it is crucial to understand the extent of their effects on individual and population levels to ensure conservation. Harbour porpoises use echolocation to detect, recognize and localize objects, such as prey (Au and Hastings, 2008), but unlike belugas, their vocal repertoire revolves around a single type of vocalizations, which are ultrasonic echolocation clicks (Goodson & Sturtivant, 1996).

Parks Canada has been conducting LBS in the SSLMP since 2000 and acoustic monitoring since 2022 (PMSSL, 2023). However, other researchers have used PAM to study habitat use and occurrence patterns of belugas in the SLE (Giard *et al.*, 2020; Simard *et al.*, 2023), their exposure to noise (McQuinn *et al.* 2011; Gervaise *et al.* 2012; Vergara *et al.* 2021), and ambient noise (Lagrois *et al.* 2023; 2024). At the Marine Environment Discovery Centre in Les Escoumins, in the lower estuary portion of the marine park, a protocol has been established in 2023 to simultaneously sample visually and acoustically beluga and porpoises. In this study, we compared detection rates obtained using the two approaches to demonstrate the relevance of using them in combination for deepening our knowledge on habitat use and effects of vessel noise on belugas and harbour porpoises. We also highlighted the strengths, limitations and practical applications of this relatively low-cost, non-intrusive methodology with minimal ecological footprint, for broader scientific research. Finally, we assessed the degree of bias introduced by PAM analyst on detection rates (Browning *et al.*, 2017; Smith *et al.*, 2020).

1.5 METHODOLOGY

1.5.1 Study area and period

The LBS and PAM were carried out from the Marine Environment Discovery Center, a Parks Canada site located at the northeastern point of Anse-aux-Basques, in Les Escoumins, Québec, Canada (48° 19.172' N; 69° 24.778' W, 15.2 meters above mean sea level) (Fig. 9).

A hydrophone was installed 50 meters from the shore and at a depth of approximately 34 meters at low tide. The study area has a depth varying between 50 and 300 m with a steep cliff near shore. Upwelling creates strong vertical mixing that decreases temperature and increases salinity in surface waters (Galbraith *et al.*, 2023; Mosnier *et al.*, 2016). Surface water temperature is around 5-6° Celsius during summer at the head of the Laurentian Channel (Galbraith *et al.*, 2023) and with a mean surface salinity that varies around 30 based on data acquired by Parks Canada with a CTD probe around the study area in 2023. LBS were performed in May through September of 2020 – 2023, whereas PAM occurred over a period of two months, from early August to early October 2023.

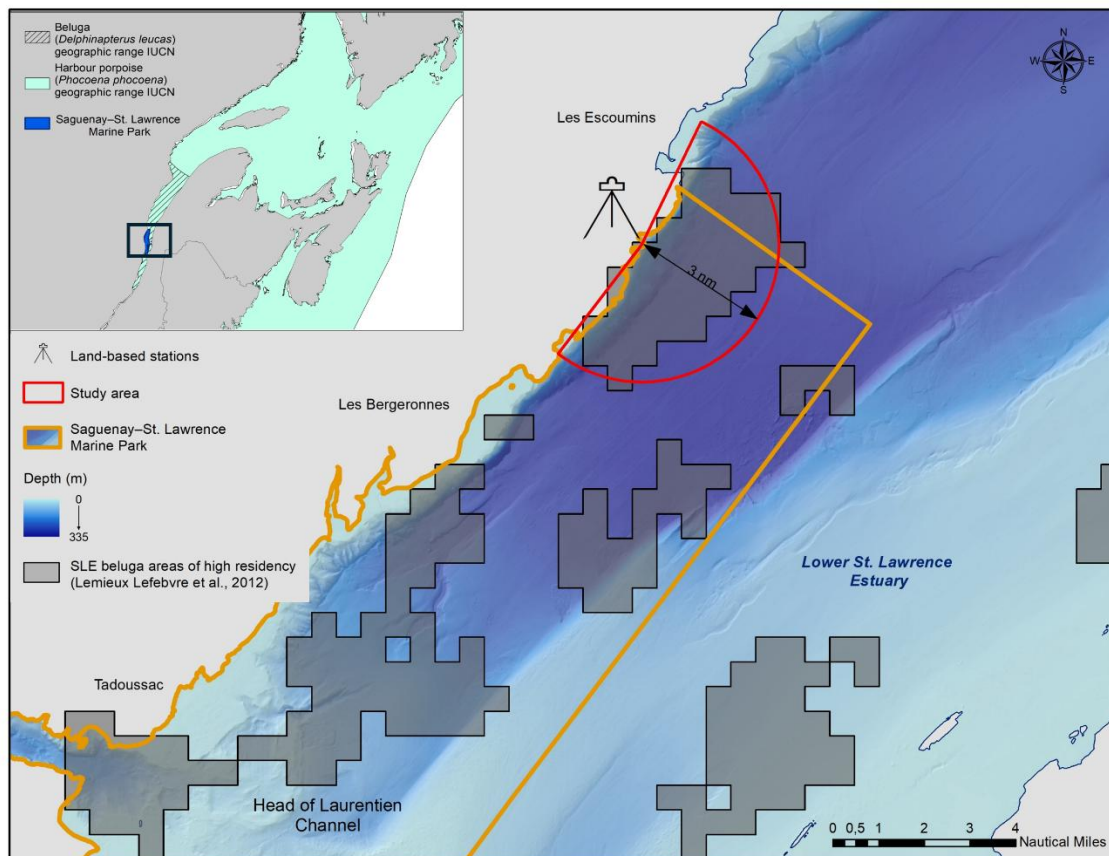


Figure 9. Distribution of belugas and harbour porpoises in Eastern Canada (inset map), and in part of the Lower St. Lawrence Estuary. Limits for the PMSSL (yellow box) and high residency areas (grey shaded areas) identified for St. Lawrence Estuary beluga are also presented, along with the land-based survey site.

1.5.2 Land-Based Surveys

The LBS observations were conducted using Bushnell 7 x 50 reticulated binoculars mounted on a fixed-position tripod and adjusted daily using angle and reticule of visual landmarks established at the beginning of each season and calibrated annually with a boat. The boat calibration (a boat positioned at each reticule to acquire a GPS position) was used to convert the angles and reticules of each observation into a geographic position. Data was collected using a *survey* protocol (Mann, 1999; Morete *et al.*, 2018), and the predominant activity sampling method was used to characterize the behavior of marine mammals and marine traffic. A survey was defined as a ten-minute period, referred to as observation block (OB), during which all elements in the field of view were noted and positioned with the binoculars. Each OB was followed by a five-minute break to allow the observer to complete its notes and have a small break. OBs, punctuated by pauses, were repeated over 1–2 hour periods, each followed by a 30-minute to 1 hour break to reduce biases associated with observer fatigue (Verfuss *et al.*, 2018). Daily sampling did not exceed 5.5 hours of active monitoring. Each vessel and each group of marine mammals observed within an OB was given an observation number and were characterised by several variables depending on its type.

Sampling-related data included date, OB number, local time (UTC-4), and observation number. Meteorological variables included wind speed (Beaufort scale), visibility, cloud cover, and sun glare (Appendix 1). For each vessel transiting in the study area, its type, speed class (Appendix 1), direction, and activity (Appendix 1) were recorded. Observed marine mammals were documented by species, number of groups in the herd, minimum and maximum group size for each group of the herd, direction of movement, and predominant activity (transiting, feeding, resting or socializing) (Martins, 2019). A group was defined as individuals exhibiting similar behavior and being within four body lengths of each other. An animal swimming alone constituted a group of a single individual. To determine group composition (with or without calves), calves were counted. Beluga, classified as calves, were individuals born the same summer or the one before and could be recognized by their small

size, their dark gray skin and their close association with one or more adults (McGuire *et al.*, 2020). Harbour porpoise calves were identified as animals no more than half the size of the adults and observed in proximity to an adult (Bjorge & Tolley, 2009).

The geographic position of groups or vessels observed during LBS were derived from the angle and reticle using a R function that was implemented by Lerczak & Hobbs (1998) and considered local tide charts and a landmark calibration. The distance between the observer and each observation was also calculated to get a better understanding of the detection range. Observations were plotted using the "fs" (Pebesma, 2018; Pebesma & Bivand, 2023), "geosphere" (Hijmans, 2024), and "mapview" (Appelhans *et al.*, 2023) packages, according to species and group composition (adults or adults and calves) for beluga and porpoises, and type for vessels.

1.5.3 Passive Acoustic Monitoring

An acoustic recorder, *Soundtrap* ST600HF, was moored in waters 34 m deep at low tide, 3 m off the seafloor, and was deployed by divers. The instrument recorded continuously from August 4 to October 10, 2023, at a sampling frequency of 384 kHz to ensure the detection of ultrasonic harbour porpoise clicks (Sørensen *et al.*, 2018; Todd *et al.*, 2022). The end-to-end sensitivity was 175.6 dB, as factory calibrated by the manufacturer. No high-pass filter was used to preserve our ability to measure broadband ambient noise. Recordings were stored as 5-minute files and accessed after the recovery of the instrument. All files were processed manually.

Belugas produce a wide range of sounds, including social calls between approximately 1 and 12 kHz (Fig. 10b) and echolocation clicks between 20 and 40 kHz (Fig. 10a) (Lammers *et al.*, 2013). In general, a beluga individual produces approximately 1 to 10 vocalizations per minute, although this number may vary depending on factors such as group composition, anthropogenic disturbing and ongoing activity, which also influence the types of vocalizations used (Chmelnitsky, 2010; Halteman & Ryan, 2019; Lesage *et al.*, 1999; Panova *et al.*, 2012). Social interactions are typically marked by greater diversity and higher rates of

vocalizations, whereas foraging is characterized by increased use of clicks, and resting by lower vocalization rates, for example (Chmelnitsky, 2010; Halteman et Ryan, 2019; Lesage *et al.*, 1999; Panova *et al.*, 2012). Harbour porpoises emit between 20 and several hundred clicks per second at frequencies between 120 and 140 kHz (Fig. 10b) (Goodson & Sturtivant, 1996). The number of clicks per second, the inter-click interval, and the presence of terminal buzzes can be used to infer the behavioural states of harbour porpoises (Macaulay, 2020; Migneault *et al.*, 2025; Todd *et al.*, 2022; Wright *et al.*, 2017). Socialization and feeding are associated with a high rate of clicks per second and can be differentiated by the terminal buzz when the individual catch its prey, indicating feeding, while resting and travelling are usually characterized by lower click rate (Clausen *et al.*, 2011; Migneault *et al.*, 2025; Todd *et al.*, 2022; Wright *et al.*, 2017). Vessels were identified by their high noise levels, reaching hundreds of decibels at the source, and covering a wide range of frequencies from a few hertz to over 100 kHz. This noise can vary significantly depending on various characteristics of the vessel and the environment (Fig. 10b) (Erbe *et al.*, 2019).

Two spectrograms were created for each file using Matlab function spectrogram (The MathWorks Inc, 2021). First, a 85-millisecond Hann window (32768 samples) displayed on a logarithmic 10 – 20,000 Hz frequency scale and with a 50% overlap was used to detect beluga whistles and vessels (Fig. 10b). The Hann window was reduced to 11-millisecond (4096 samples) for beluga and porpoise clicks, with still a 50% overlap, but a display extending on a linear scale from 10 – 200,000 Hz (Fig. 10a). Ambient noise levels were also extracted from each recording (1 s Hann window, no overlap) on frequency bands representative of beluga whistles (0.6 – 15 kHz), beluga echolocation clicks (25 – 80 kHz), and harbour porpoise clicks (110 – 150 kHz). Spectrograms were visualized using Adobe Bridge software (Adobe Inc., 2022), and sorted according to detection type: presence of belugas, porpoises and/or vessels. Detections were tagged and later extracted using a Python code (Python Software Foundation, 2023) to create a document containing all files and their respective detections.

To assess potential biases associated with PAM data analysis, 1,500 of the analyzed files were randomly selected and annotated by an independent analyst that applied the same protocol for the detection of belugas, porpoises, and vessels.

For the acoustic method, environmental data such as wind data (wind intensity at 10 m above ground in knots), surface current velocity (in km/h), precipitation (in mm per hour), and cloud cover (in %) were downloaded from the Open-Meteo weather API (Zippenfenig, 2023) and extracted using Python code for the weather station of Les Escoumins. These were then categorized similarly to our visual protocol (Appendix 1).

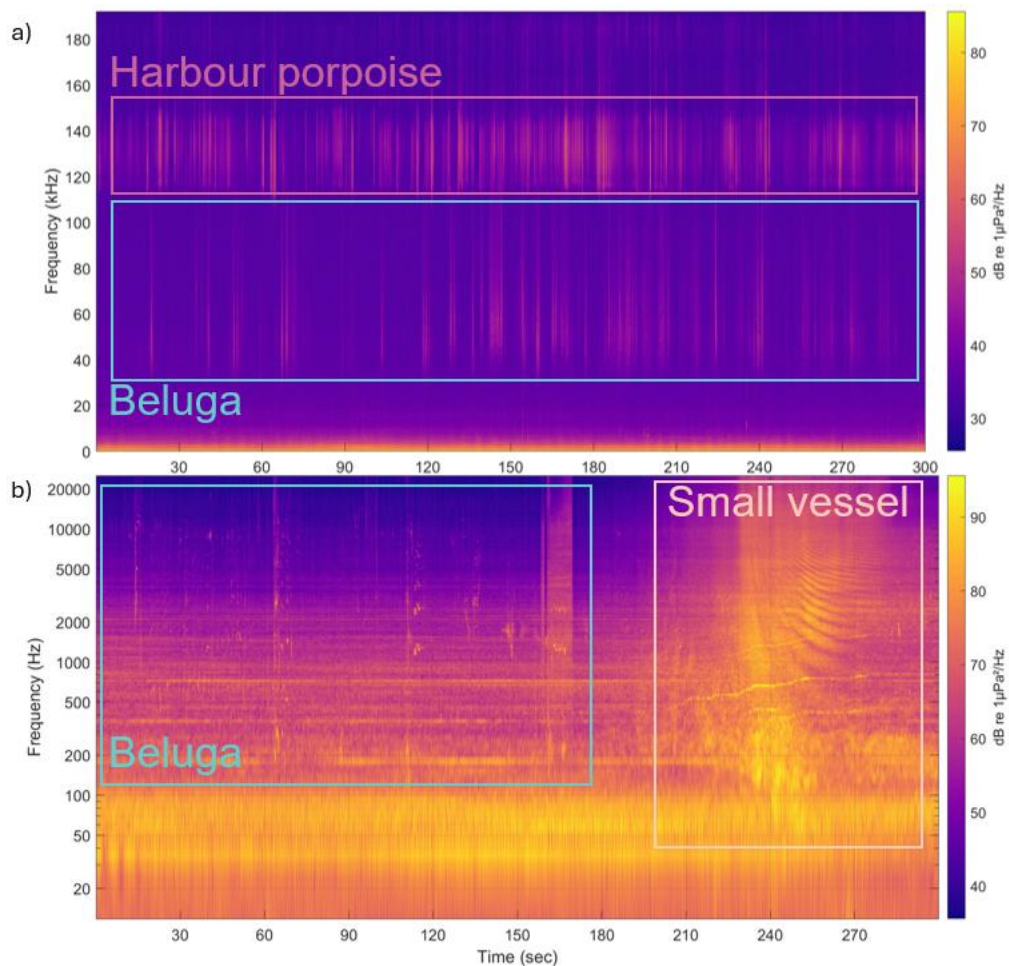


Figure 10. Spectrograms with detections of (a) beluga and harbour porpoise clicks and (b) beluga vocalizations and small vessel passage.

1.5.4 Data analyses

Statistical analyses were performed with R 4.4.1 (R Core Team, 2024), and results were considered significant when $\alpha < 0.05$. Graphs were created using the “ggplot2” R package (Wickham, 2016).

Periods when LBS and PAM were conducted simultaneously were extracted to allow comparison of detection rates among methods. The efficiency and discordance between the visual, acoustic, and combined methods (i.e., the addition of visual and acoustic presences) for detecting the presence of belugas, porpoises, and vessels was evaluated using McNemar's tests (McNemar, 1947) using the "stats" R package (R Core Team, 2024). This test was chosen because the dependent variable (the presence or absence of the studied elements) contained binary and paired data, where each observation was measured under different conditions (i.e., the two methods) (McNemar, 1947; Pembury Smith & Ruxton, 2020). This test evaluated discordances in paired data by assessing whether detection proportions differed significantly between methods, i.e., under the null hypothesis that proportions were similar (Karniski *et al.*, 2015; Sorriba *et al.*, 2021). To do this, a contingency table was created reflecting the detection combinations between the two methods. The proportion of observation blocks with simultaneous acoustic and visual presence, visual-only presence, acoustic-only presence, and absence was also used as a measure of discordance among methods.

The same statistical approach (McNemar's test) was also applied to assess potentially significant discordances in detections between PAM analysts. In addition, the strength of agreement between analyst was assessed using Cohen's Kappa coefficients extracted from the 1500 files read in duplicate ("caret" R package, Kuhn, 2008), which were interpreted following the categories defined by Landis & Koch (1977).

Daily detection rates for beluga, porpoises and vessels were also estimated for each method as the percentage of sampling time in a day with belugas, porpoises or vessels presence. Daily detection rates were compared between visual, acoustic, and combined

methods using a Kruskal-Wallis test. Non-parametric variance analyses were used here since non-normality in the distribution of daily detection rates were noted for belugas, porpoises, and vessels (Shapiro-Wilk tests; p-value of 0.02, 0.003, and < 0.001 , respectively) (Ostertagová *et al.*, 2014; Stahle & Wold, 1989). Homogeneity of variance was respected for the three elements studied (Levene's test, all $p > 0.05$), and independence of observations was met since there is no temporal dependence between days in the sampling method (Ostertagová *et al.*, 2014; Stahle & Wold, 1989). Post-hoc Dunn tests with Bonferroni correction were conducted using the "FSA" R package (Ogle *et al.*, 2023) to evaluate where the differences were between the methods (Dinno, 2015).

To estimate the limitations for each method, the entire visual and acoustic datasets were used, not just the data collected simultaneously. Logistic regression analyses were used to examine environmental (wind intensity, sun glare, cloud cover, precipitation, visibility and current velocity) and anthropogenic factors (presence of vessels) influencing the acoustic and visual detection of belugas and porpoises separately (MacLeod *et al.*, 2008). The model was fitted using the glm function of the “stats” package in R (R Core Team, 2024) with a binomial distribution to account for the binary nature of the dependent variable (presence or absence) (Zuur *et al.*, 2009). These models were chosen since the linearity between the logit link and continuous independent variables was respected. The errors were independent because the variables were not paired, there was no collinearity, and observations acting as strong outliers were removed from the datasets for analyses (Breslow, 1996). Different models were tested, and those with the lowest Akaike Information Criterion (AIC) (Bozdogan, 1987) were retained to describe the observed results. For each independent categorical variables, one of the categories needed to be chosen as the reference value for the tests. The reference values were chosen based on where the median observation fell among the different values of the categorical variable studied.

1.6 RESULTS

1.6.1 Land-Based Surveys

The LBS yielded 512 hours of data and 3073 OBs, during which there were 984 observations of belugas, 2703 observations of harbour porpoises and 3678 vessel passages. Overall, LBS detected belugas, harbour porpoises, and boats 18.5%, 43.3%, and 76.2% of the observation time, respectively. The presence of beluga and porpoises varied between years of surveys. For harbour porpoises, the detection rate was the highest in 2022 at around 58% of the total number of OBs, with calves present during 36.5% of this time (Table 1). Number of groups and total abundance in the study area that year were also on average almost twice those recorded in any other years, although group size was not particularly high. For belugas, more variability in the different metrics was observed among OBs in 2020 compared to other years (Table 1). Generally, the average number of individuals present in the area per OB and number of groups detected were more than twice those observed in subsequent years. The average group size was also higher in 2020 than in other years, with detection rate during OBs being also 5 to 8% higher than in other years. The number of OBs with vessels present was the lowest in 2020, although the mean number of vessels present per OB was not particularly low that year. It is noteworthy that recreational vessels were the only vessel type with similar counts in 2020 compared to the following years; all other vessel types showed markedly lower numbers that year.

Table 1

Information collected during four years (2020 – 2023) of LBS about presence, abundance, composition, and size of groups for belugas, harbour porpoises and vessels. OB indicates observation block.

Elements studied	Year	Total OBs	% OBs w/ presence	% OBs w/ calves	Individuals/OB (mean $\pm$ sd)	Groups/OB (mean $\pm$ sd)	Group size (mean $\pm$ sd)
Belugas	2020	547	23.77	0.18	2.64 $\pm$ 7.53	0.69 $\pm$ 1.70	3.81 $\pm$ 2.73
	2021	650	18.62	0.46	0.85 $\pm$ 3.03	0.32 $\pm$ 0.87	2.70 $\pm$ 2.39
	2022	883	15.86	0.68	0.88 $\pm$ 3.06	0.35 $\pm$ 1.11	2.55 $\pm$ 1.89
	2023	993	17.82	1.31	0.98 $\pm$ 3.28	0.35 $\pm$ 0.92	2.83 $\pm$ 2.59
Harbour porpoises	2020	547	39.12	1.09	3.89 $\pm$ 9.98	1.04 $\pm$ 1.94	3.75 $\pm$ 2.20
	2021	650	25.54	13.85	2.23 $\pm$ 5.37	0.82 $\pm$ 2.07	2.72 $\pm$ 1.49
	2022	883	57.98	21.18	5.86 $\pm$ 11.5	1.83 $\pm$ 2.68	3.19 $\pm$ 3.39
	2023	993	44.01	5.14	1.66 $\pm$ 3.15	0.97 $\pm$ 1.62	1.72 $\pm$ 1.18
Vessels	2020	547	70.20		2.04 $\pm$ 2.12		
	2021	650	74.46		1.85 $\pm$ 1.70		
	2022	883	79.16		2.14 $\pm$ 1.79		
	2023	993	77.95		2.27 $\pm$ 2.04		

When belugas were visually present, they spent an average of 84.4% of the time traveling, 11.7% looking for food or feeding, and 3.1% resting (Fig. 11a), while harbour porpoises allocated approximately 75.8%, 19.4%, and 4.81% of their time to these activities, respectively (Fig. 11b). Although various types of vessels spent over 50% of their time in motion, LBS allow for capturing their activities when they were not moving, showing that whale-watching vessels and human-powered vessels were the two types that spent more than 30% of their time observing marine mammals (Fig. 11c).

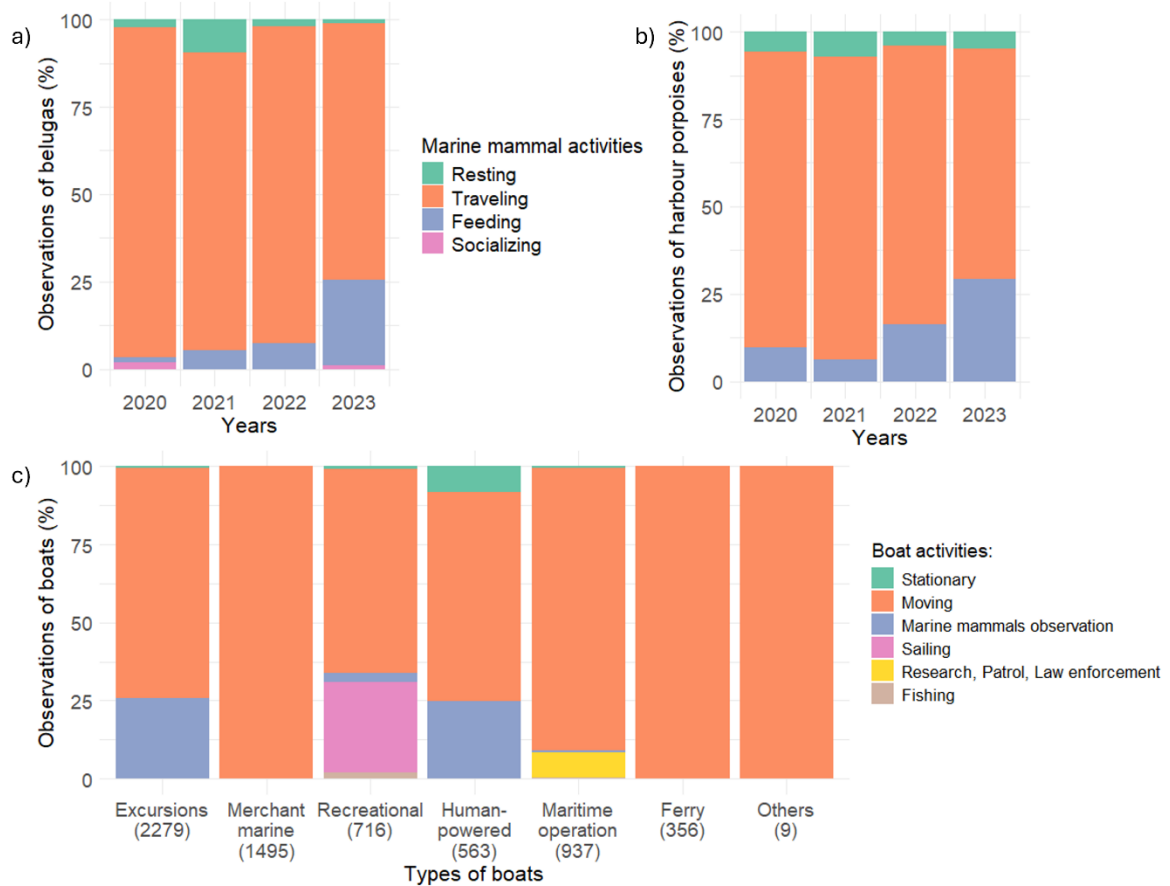


Figure 11. Variation of the percentage of observations of belugas (a) and harbour porpoises (b) practicing different activities between years and vessel types (c)

The geographic positioning of the species and vessels indicate that human-powered vessels are generally concentrated nearer to shore in the study area compared to other types of vessels, which were scattered over a greater part of the study area (Fig. 12). Although beluga and porpoise observations also largely overlapped in distribution across most of the study area, observations near-shore tended to be harbour porpoises. Although the furthest group detected was at 5360 meters from the observation point for beluga, and 3953 meters for harbour porpoises, over 80% of the observations were made within 1500 meters from shore for porpoises, and within 2000 meters from shore for belugas (Fig. 13).

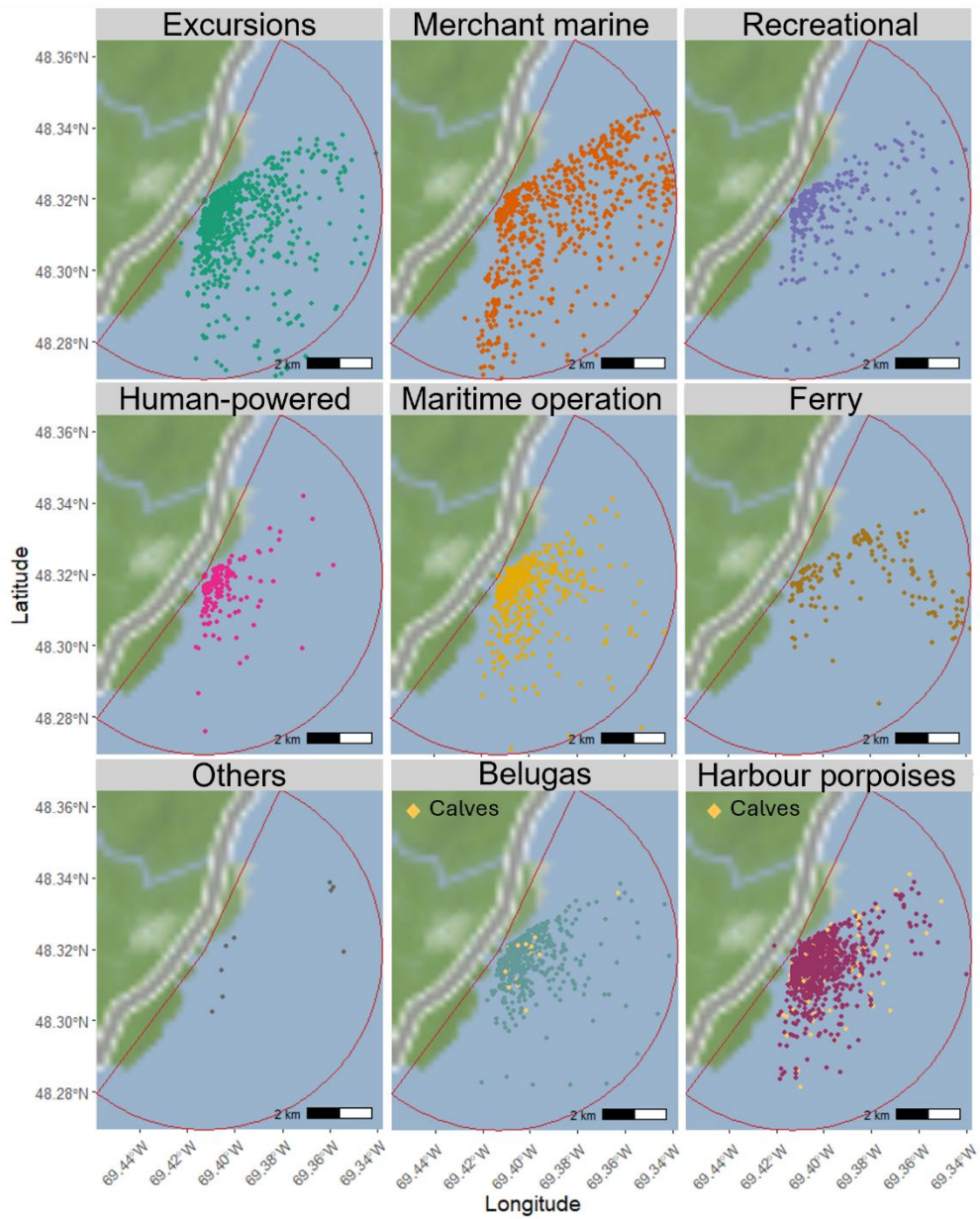


Figure 12. Visual observations of different types of vessels, as well as belugas and harbour porpoises' groups of adults with or without calves for the years 2022-2023.

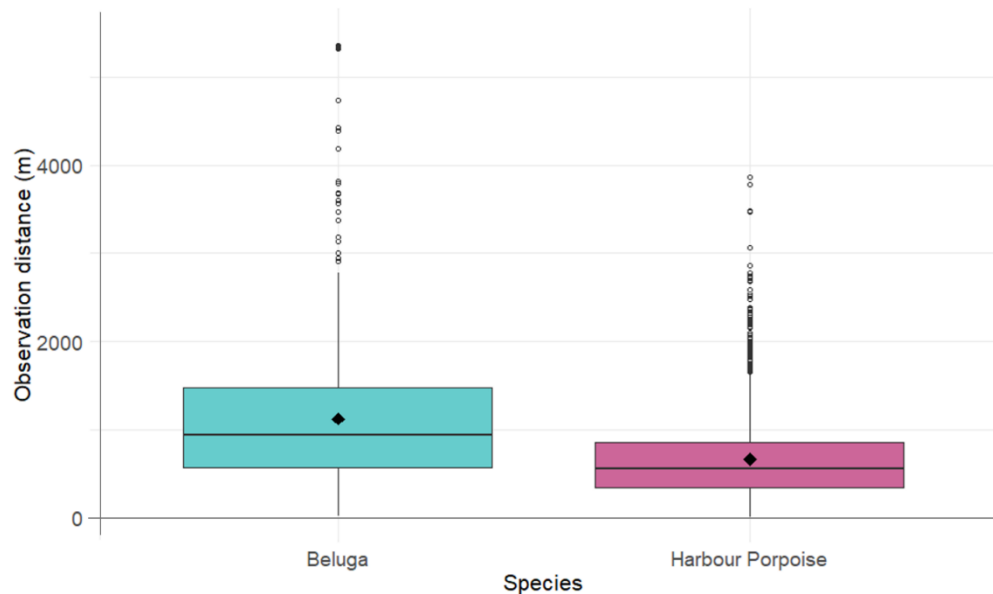


Figure 13. Distance between observer and species of marine mammals during the years 2022-2023. Boxplot shows median, quartiles and mean (diamond).

1.6.2 Passive Acoustic Monitoring

PAM yielded 1,591 hours of recording, and 18,488 five-minute files were analyzed, during which belugas, harbour porpoises and vessels were detected 49%, 71% and 67% of the monitoring time, respectively (Fig. 15). The percentage of acoustic detection time, based on the number of files with presence per hour, shows a higher detection rate between 3:00 and 7:00 for belugas (over 60%), and between 19:00 and 7:00 for porpoises (over 75%). Acoustic detections were evenly split between daytime and nighttime hours, with 49,4% (belugas) and 52,1% (porpoises) of the calls occurring between 19:30 and 6:30 local time (UTC -4) (Fig. 14).

In the frequency band of beluga whistles, the mean sound level in the 75th percentile was 10 dB re 1 μ Pa higher when only boats were present, and 4.1 dB re 1 μ Pa lower when only belugas were present compared to when both beluga and vessels were absent (Table 2). In the noisiest recordings—those with sound levels above the 75th percentile—98.5% coincided with the presence of boats. Notably, 68% of beluga whistle detections occurred when noise

levels were below 100 dB re 1 μ Pa, whereas 65% of boat detections took place when noise levels exceeded this threshold. In the frequency band of beluga clicks, the same tendency was observed but the difference between ambient noise under the different conditions was not as noteworthy as for the whistles frequency band (Table 2). In the frequency band of harbour porpoise clicks, the mean sound level (75th percentile) was 4.6 dB re 1 μ Pa higher when only porpoises were present, and 1.9 dB re 1 μ Pa higher when only boats were present compared to when both porpoises and vessels were absent (Table 2).

Table 2

Mean ambient noise level (dB re 1 μ Pa) based on the 75th percentile in the three frequency bands of interest calculated under different conditions of marine mammal and vessel presence.

Beluga whistles (0.6-15kHz) (dB re 1 μPa)		Vessels	
		Abs	Pres
Belugas	Abs	98.0	108.0
	Pres	93.9	102.0
Beluga clicks (25-80kHz) (dB re 1 μPa)		Vessels	
		Abs	Pres
Belugas	Abs	88.0	92.9
	Pres	87.8	90.5
Harbour porpoise clicks (110-150kHz) (dB re 1 μPa)		Vessels	
		Abs	Pres
Harbour porpoises	Abs	83.5	85.4
	Pres	88.1	88.7

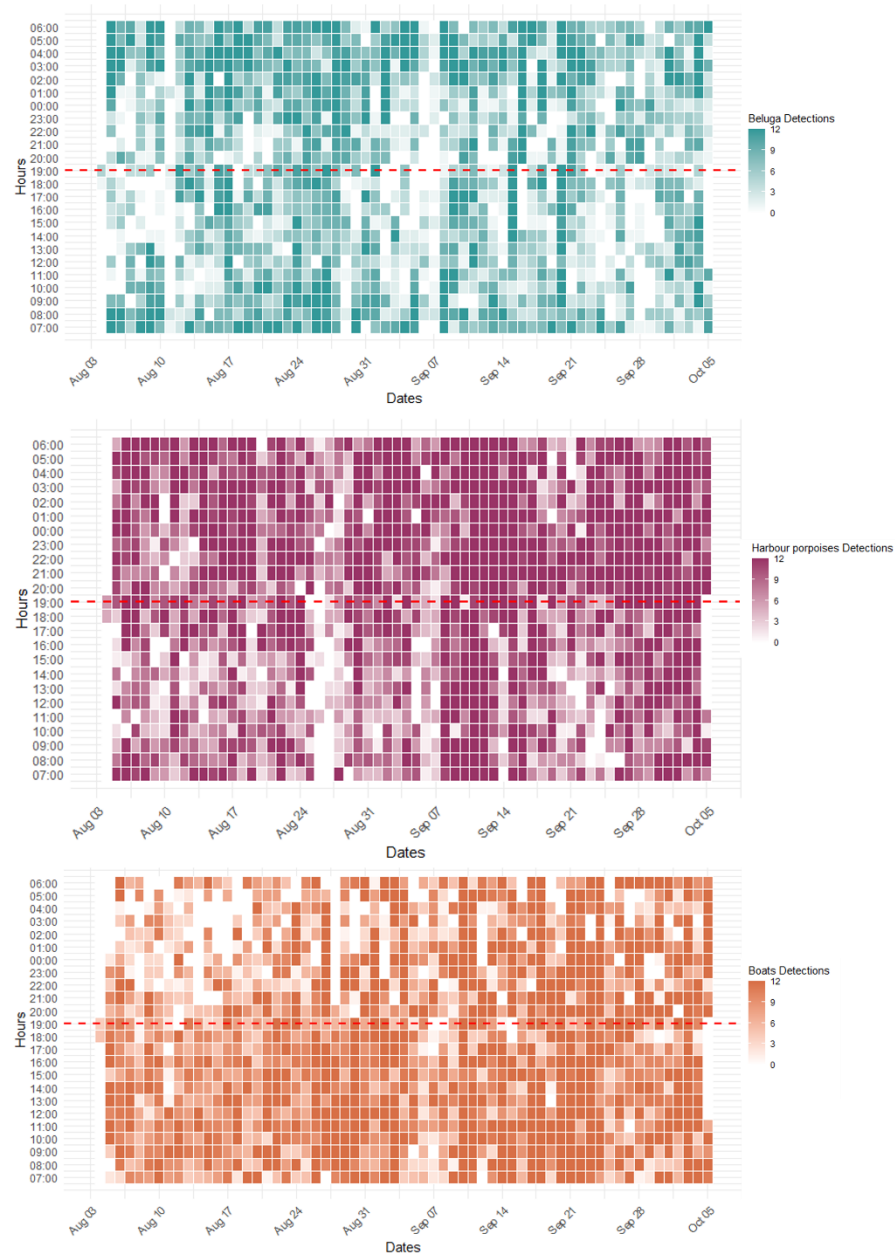


Figure 14. Number of files with detections of belugas, harbour porpoises and boats per hour for each day and hour of recordings in 2023. The beginning of the y-axis up to the red dotted line indicating the theoretical beginning and end of visual surveys (conducted during daylight between 7:00am and 7:30pm)

1.6.3 Comparison of Detection Rates

Simultaneous visual and acoustic sampling were distributed over 28 days and were limited to daylight hours given limits for visual observations. During this period, belugas were detected for 50 hours, porpoises for 56.2 hours, and boats for 73.5 hours using the combined sampling methods (Fig. 15). Acoustic detections were 2.8 times higher than visual detections for belugas and 1.5 times higher for harbour porpoises. (Fig. 15). Observations detected visually but not acoustically represented less than 10% of the total observations for both species and boats. However, combining the two methods ensured a higher detection rate, with species being completely absent 36.2% of the time for belugas and 28.3% for porpoises (Fig. 15). For vessels detection, the visual method provided a detection rate almost as high as the acoustic method, and vessels were completely absent only about 6% of the time (Fig. 15).

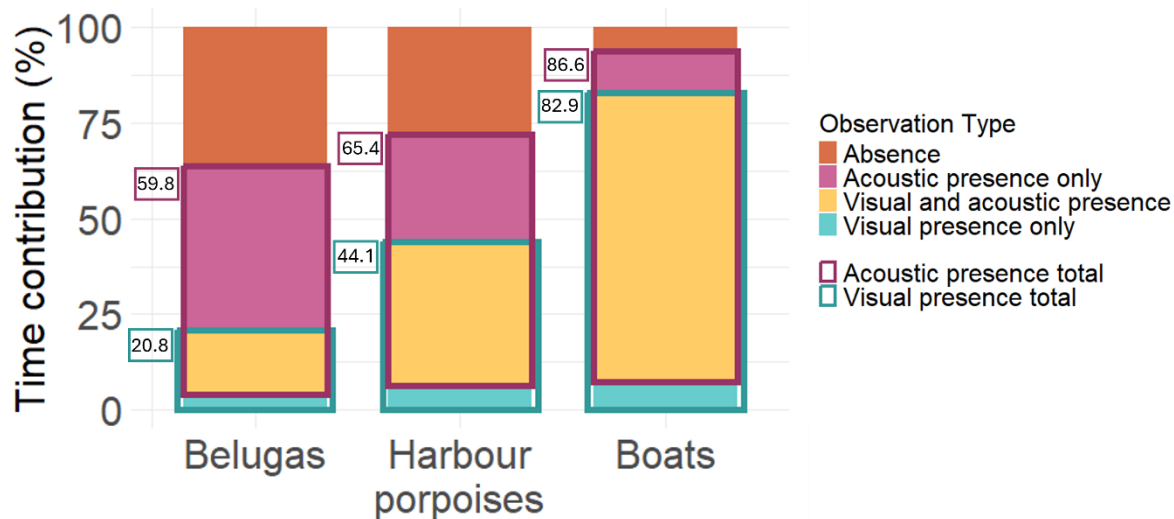


Figure 15. Time contribution of observation types (%) of belugas, harbour porpoises and boats presence and absence based on visual, acoustical and combined detection methods.

Significant differences among the acoustic, visual, and combined methods (McNemar's tests; $p > 0.0001$) to detect belugas, porpoises, and boats, suggest that the three

methods show many discrepancies and do not detect these elements similarly (Tables 2 & 3). The greatest discrepancies were noted between the visual method and the acoustic or combined methods for belugas and harbour porpoises, with the smallest discrepancy noted between visual and acoustic detections of boats. Daily detection rates were different between methods, and between LBS and combined data for both species and boats (Kruskal-Wallis' tests; $p < 0.0001$) (Table 2). The acoustic method allowed for a daily detection rate similar to the combined method for the two species studied as well as boats, demonstrating its greater detection efficiency, even though some observations were detected only visually.

Table 3

Contingency tables and McNemar's test results comparing the detection (presence: Pres, absence: Abs) of belugas, harbour porpoises, and boats based on the type of method (acoustic, visual, and combined), as well as the results of the Kruskal-Wallis variance analyses with Dunn's post-hoc test comparing daily detection rates across methods.

Belugas				Harbour porpoises				Boats			
Kruskal-Wallis: $\chi^2(2) = 31.16$, p-value < 0.001				Kruskal-Wallis: $\chi^2(2) = 16.42$, p-value < 0.001				Kruskal-Wallis: $\chi^2(2) = 10.39$, p-value = 0.006			
$\chi^2(1)$	149.88	Acoustic		$\chi^2(1)$	61.26	Acoustic		$\chi^2(1)$	18.32	Acoustic	
p-value	<0.001	Abs	Pres	p-value	<0.001	Abs	Pres	p-value	<0.001	Abs	Pres
Visual	Abs Pres	170 19	202 79	Visual	Abs Pres	133 30	130 177	Visual	Abs Pres	29 34	51 356
Dunn test Z = -4.60, p-value adj. < 0.001				Dunn test Z = -3.06, p-value adj = 0.007				Dunn test Z = -0.90, p-value adj. = 1			
$\chi^2(1)$	200.00	Combined		$\chi^2(1)$	128.01	Combined		$\chi^2(1)$	49.02	Combined	
p-value	<0.001	Abs	Pres	p-value	<0.001	Abs	Pres	p-value	<0.001	Abs	Pres
Visual	Abs Pres	170 0	202 98	Visual	Abs Pres	133 0	130 207	Visual	Abs Pres	29 0	51 390
Dunn test Z = -5.04, p-value adj. < 0.001				Dunn test Z = -3.83, p-value adj. < 0.001				Dunn test Z = -3.13, p-value adj. = 0.005			
$\chi^2(1)$	26.04	Combined		$\chi^2(1)$	28.03	Combined		$\chi^2(1)$	32.03	Combined	
p-value	<0.001	Abs	Pres	p-value	<0.001	Abs	Pres	p-value	<0.001	Abs	Pres
Acoustic	Abs Pres	170 0	19 281	Acoustic	Abs Pres	103 0	30 307	Acoustic	Abs Pres	29 0	34 407
Dunn test Z = -0.43, p-value adj. = 1				Dunn test Z = -0.77, p-value adj. = 1				Dunn test Z = -2.23, p-value adj. 0.077			

1.6.4 Detection limits

Generalized linear models with binomial regression (Table 3) support the hypothesis that certain environmental conditions can limit the detection rate for both datasets. The models comparing the presence/absence of the species based on different conditions show many variations that affect significantly the probability of presence.

Table 4

Effects of different variables (environmental and anthropogenic) on the detection of presence of belugas and harbour porpoises for PAM and LBS (GLM, family binomial). Significant explanatory variables are marked with bold p-value (p), variables increasing the probability of presence are marked in green and those decreasing are marked in red. The variables of reference for each category are marked in italic. Est. stands for Estimate.

Variables	Categories	Belugas				Harbour porpoises			
		PAM		LBS		PAM		LBS	
		Est.	p	Est.	p	Est.	p	Est.	p
Test	Intercept	1,23	<0,01	-0,99	<0,01	1,65	<0,01	-0,41	<0,01
Wind (Beaufort scale)	None (<1kn)	-0,04	0,82	0,21	0,23	-0,04	0,8	0,84	<0,01
	1 (1-5kn)	-0,19	<0,01	0,07	0,54	0,03	0,54	0,62	<0,01
	2 (6-11kn)								
	3 (12-19kn)	-0,18	<0,01	-0,67	<0,01	0,25	0,01	-0,7	<0,01
	>4 (>20kn)	-1,29	<0,01	-1,42	<0,01	0,77	<0,01	-0,73	<0,01
Cloud cover	0%	0,11	0,05	-0,23	0,29	0,22	<0,01	0,22	0,19
	0-25%	0,18	<0,01	-0,04	0,78	-0,02	0,65	0,13	0,28
	26-50%								
	51-75%	-0,08	0,18	-0,37	0,03	0,01	0,91	0,47	<0,01
	76-99%	0,31	<0,01	0,25	0,08	-0,35	<0,01	0,28	0,02
	Rain (LBS)			0,35	0,16			-0,35	0,11
	Total (PAM)	0,46	<0,01			-0,39	<0,01		
Sun's reflection	None			-1,45	<0,01			-0,75	<0,01
	Light			-0,09	0,41			-0,01	0,96
	Moderate								
	Strong			0,17	0,29			-0,37	0,01
Visibility (nautical miles)	Blinding			-0,04	0,85			-0,05	0,76
	None			-3,4	<0,01			-4,1	<0,01
	<1nm			-1,18	<0,01			-0,14	0,52
	<2nm			-0,12	0,56			-0,45	0,01
	<3nm			-0,16	0,14			-0,14	0,12
	>4nm								
Presence	Boats	-1,24	<0,01	-0,13	0,25	-0,84	<0,01	0,25	0,01
Velocity (km/h)	Ocean current	-0,48	<0,01			-0,08	0,09		
Precipitation	None (<0mm/hr)								
	Weak (<1mm/h)	-0,32	<0,01			0,04	0,43		
	Strong (>1mm/hr)	-1,28	<0,01			0,47	<0,001		

Generally, the probability of detecting visually beluga did not change for Beaufort 2 or less but increased in these conditions for harbour porpoises (Table 4). At higher sea states, visual detection probability decreased in both species. In contrast, the probability of acoustically detecting beluga was decreased with increasing sea state and remained the same or increased in porpoises with sea state. The decrease in the probability of detection was more notable when wind speed reached Beaufort scale of 4 or higher (> 20 kt) for belugas. At sea state of 2 or less on the Beaufort Scale (< 11 kt), belugas were detected visually and acoustically more than twice as often compared to when sea states reach Beaufort > 2 (> 11 kt) (Fig. 16a). A similar trend is observed for porpoises detected visually. The absence of sunlight reflection for belugas and harbour porpoises, and strong reflection for porpoises, also influenced the visual detection of these two species (Table 3). Cloud cover did not show a clear trend for either species or detection method (Table 3 and Fig. 16d). When horizontal visibility was lower, the probability of visual detection for both species also decreased, with a more pronounced reduction for belugas, that were detected twice as often when visibility was between one and two nautical miles compared to when it was less than one nautical mile (Table 3 and Fig. 16e). An increase in current velocity also reduced the probability of detecting the presence of both species acoustically, as did precipitation conditions for belugas (Table 3 and Fig. 16c). Finally, the presence of boats significantly reduced the probability of acoustic detection for both species, with a decrease in presence time of 28.2% for belugas and 14% for harbour porpoises. However, vessel presence did not significantly affect the visual detection of belugas and increased the likelihood of detecting harbour porpoises (Table 3 and Fig. 16b).

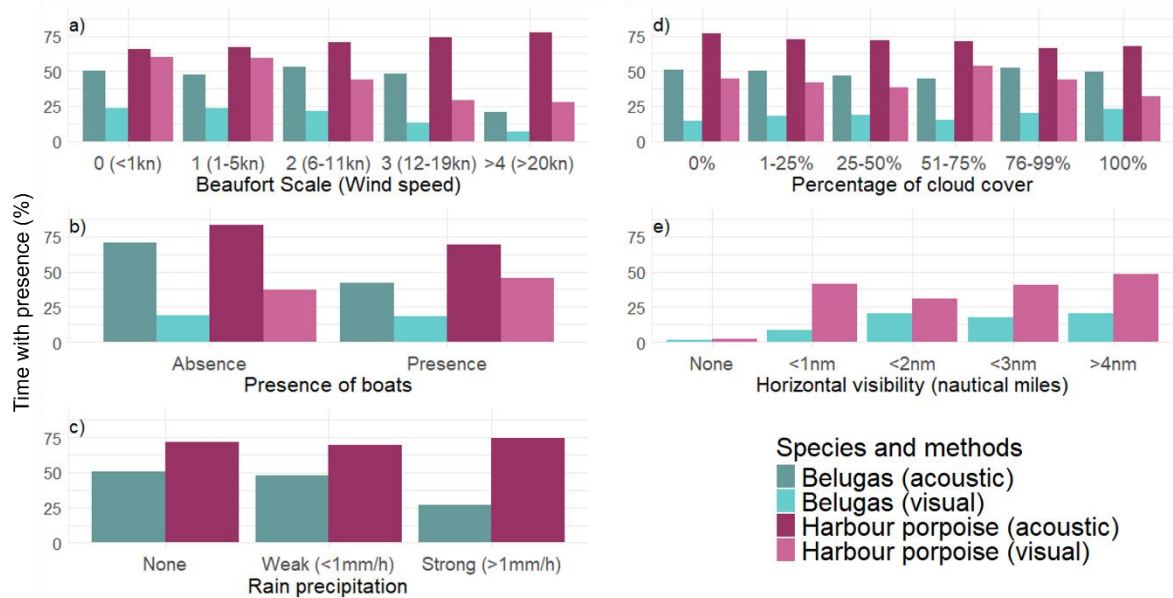


Figure 16. Time with presence (%) of belugas and harbour porpoises detected either/or acoustically and visually in relation with environmental factors (wind speed (a), rain precipitation (c), percentage of cloud cover (d), horizontal visibility (e)) and anthropogenic factor (presence of boats (b)).

1.6.5 PAM analytical bias

Based on duplicate analysis of 1426 detections, an analyst-related bias was noted both for the detection of belugas and vessels (McNemar tests; $\chi^2(1) = 121.59$ and 290.76 respectively, p-values < 0.001 ; Table 4). Observer 1 detected vessels about 25% more often and belugas about 15% more often than Observer 2. For belugas, the Cohen's Kappa coefficient indicated moderate agreement among analysts (Kappa = 0.48), while for boats the agreement between analyst was minimal (Kappa = 0.04), indicating that the agreement between analysts was only 4% better than if it was random (Landis and Koch, 1977) (Table 4). The two acoustic analysts, however, similarly detected the presence of harbour porpoises (McNemar test; $\chi^2(1) = 0.94$, p-value = 0.83).

Table 5

Contingency tables, results of McNemar tests and Cohen's Kappa coefficient values between two different acoustical analysts. *Abs* stands for absence and *Pres* for presence.

Belugas				Harbour porpoises				Vessels			
$\chi^2(1)$	121.59	Observer 1		$\chi^2(1)$	0.94	Observer 1		$\chi^2(1)$	290.76	Observer 1	
p-value	<0.001			p-value	0.33			p-value	<0.001		
Kappa	0.48		Abs Pres	Kappa	0.83		Abs Pres	Kappa	0.04		Abs Pres
Observer 2	Abs	383	278	Observer 2	Abs	301	38	Observer 2	Abs	29	393
	Pres	71	638		Pres	48	983		Pres	38	910

1.7 DISCUSSION

The detection capacity of two methods, the LBS and PAM, was examined to understand whether one of the two is more suitable for understanding patterns in presence and habitat use by the endangered St. Lawrence Estuary beluga and the relatively unknown harbour porpoises in the downstream portion of the SSLMP. This study provides a better understanding of these aspects, addressing the need to further investigate the habitat-use of these two species to enhance their conservation.

1.7.1 Detection efficiency

The proportions of presence detected for belugas, harbour porpoises, and boats varied significantly between the LBS, PAM, and combined methods. PAM allowed for a higher detection rate for both species and boats. The results obtained were similar to those of (Širović & Kendall, 2009), who detected more belugas acoustically than visually, with around 50% of observations detected only acoustically. As described by Schevill & Lawrence, (1949), belugas are highly vocal in most circumstances (e.g., Sjare and Smith 1986b), so visual observations are usually accompanied by vocalisations. However, vocal behaviour is known to vary according to behaviour (Chmelnitsky, 2010; Sjare and Smith 1986a; Panova *et al.*, 2012) and a variety of other factors such as vessel and predator presence (Lesage *et al.*, 1999; Castellote *et al.*, 2022) as well as group composition (Halteman & Ryan,

2019). Belugas can dive for more than 20 minutes (Martin *et al.*, 1998), a factor which could explain why PAM detections were higher than LBS detections for this species, since the OBs were of less than 20 minutes so belugas might have been present but undetected by visual sampling. LBS allowed for some detections of belugas that were not detected by PAM especially when sound levels were higher and when belugas were further away in the study area. This could exemplify the masking by proving that when sound levels were too high, due to vessels noise especially, the belugas were undetected by acoustic monitoring.

PAM also allowed for higher detection of porpoises compared to LBS. These organisms, which vocalize frequently for echolocation, are easily detectable with PAM, while their small size and short surface time make them cryptic so they can easily go undetected by visual methods (Macaulay, 2020). The few times when porpoises were seen but not heard occurred mainly when they were more than 2 km away and travelling alone. Boats, on the other hand, were detected almost as often with LBS than PAM. LBS allowed to detect some boats that were not detected acoustically when they were stationary, for example when they were observing marine mammals, when they were not engine-powered (kayaks, sailing boats) or depending on their distance from the coast. However, it is important to note that when comparing the averages of detection rates per day, the combined method resulted in similar daily rates to PAM for belugas, porpoises and boats' detection, with around 10% more detections when LBS data were added to PAM. Nevertheless, the methods still encountered several discrepancies, indicating that even if the daily presence rate was similar, the methods did not detect presence in the same way. Nonetheless, the combination of both methods allowed for a higher detection rate than if only one of the two methods was used, for both belugas and porpoises as well as for boats, a finding supported by several studies on different species (Dalpaz *et al.*, 2021; Kimura *et al.*, 2009; Smith *et al.*, 2020; Williamson *et al.*, 2017). Given that the methods encounter certain differences in how they detect presence, it becomes interesting to explore their limitations.

1.7.2 Limitations of the different methods

LBS are ideal for minimizing disturbance to marine mammals but must meet specific conditions to be reliably used (Cole & Vidal, 2024; Keen *et al.*, 2021). Among these conditions is the need to study species that frequently inhabit coastal waters, to be positioned at a height to ensure wide horizontal visibility and obtain more accurate positions for observed marine mammals, and to be aware of tide charts and account for them when converting positions (Cole & Vidal, 2024; Piwetz *et al.*, 2018). As all these conditions are met in this study, this type of monitoring was suited to our data collection. For future studies, the platform could be placed at a higher vantage point to benefit observations in a bigger study area and more precise positioning (Nuuttila, 2015).

The results show that LBS and PAM are affected by certain environmental, anthropogenic, and physical constraints. Indeed, binomial regressions indicated that wind intensity can impact both methods and both species. Wind produces waves, complicating the observation of marine mammals (Ryan *et al.*, 2014). It is especially challenging for small species like porpoises (Teilmann, 2003) or white species like belugas, which tend to blend in with breaking waves (Fretwell *et al.*, 2023). Several studies limit visual observations to times when wind conditions are low to minimize biases (e.g. Benke *et al.*, 2014; Heide-Jorgensen *et al.*, 1993; Ryan *et al.*, 2014). It would be advisable for future studies to analyze LBS data to be taken when the Beaufort scale is 2 or lower for porpoises and 3 or lower for belugas. Wind and waves produce sounds across a broad frequency range from 1 Hz to 20 kHz (Cauchy *et al.*, 2018; Wenz, 1962), which significantly affects the soundscape in the frequency bands used by belugas (Mérindol *et al.*, 2024). Rain also affects this same frequency band, but the affected frequencies and noise levels can vary depending on the type and intensity of the raindrops (Ma *et al.*, 2005). Since porpoises emit their clicks at higher frequency bands (Lammers *et al.*, 2013) than the sounds produced by rain and wind, this could explain why these variables do not negatively affect the acoustic detection of porpoises, but only that of belugas which emit clicks and other vocalizations at lower frequencies that can overlap with environmental noise. Considering that the visual method is strongly limited

by wind levels for detecting porpoises, using both methods simultaneously can address this observational bias. The velocity of the current can also affect PAM detection of marine mammals, generally not directly by the noise generated by the current itself, but because of the flow noise it can create on the hydrophone or associated mooring (Erbe *et al.*, 2015). Clear trends were not observed in the various presence probabilities according to cloud cover, suggesting that this factor does not necessarily impact detection. However, when sunlight reflection was strong, the probability of observing harbour porpoises decreased as the glare can hinder an observer's ability to detect marine mammals (e.g. Verfuss *et al.*, 2018). The probability of observing both species was also reduced when there was no sunlight reflection. The proposed hypothesis is that belugas are more easily detected by observers when sunlight reflects off their backs, while porpoises, being darker in color, may be less visible in lower light conditions. Finally, the last environmental variable affecting visual detection was horizontal visibility. Indeed, in the presence of fog, the study area is not fully visible, significantly reducing the probability of detecting belugas and porpoises (L. A. Harwood & Joynt, 2009; Verfuss *et al.*, 2018). Therefore, it is recommended that future analysis use data collected when horizontal visibility was higher than code zero (Appendix 1).

The presence of boats also influenced the probability of detecting belugas and porpoises acoustically. In the presence of boats, belugas and porpoises may change their vocal behavior, or the sounds emitted by boats may mask the vocalizations of these species, thereby influencing detection probability (Clark *et al.*, 2009; Erbe, 2002; Erbe *et al.*, 2019, Gervaise *et al.*, 2012; Hermannsen *et al.*, 2025; Lesage *et al.*, 1999; Vergara *et al.*, 2021). Since visual detection rates were not negatively affected by the presence of boats, this once again highlights the importance of using both methods simultaneously. Even though, the majority of studies show that harbour porpoises react negatively by avoidance behaviour in presence of boats (e.g. Wisniewska *et al.*, 2018; Roberts *et al.*, 2019), Evans *et al.* (1994) stated that they can get used to boat sounds and presence and eventually, have no response or even positive response to boats, especially at the end of the summer, when the calves are older and less vulnerable. One of the negative responses that can be observed in presence of boats is breaching (Oakley *et al.*, 2017) which can attract the attention of the observer and make them

see porpoises easier. In this study, breaching in presence of boats was observed, but not frequently enough to statistically confirm the inference between that and boat presence. Additionally, the presence of marine mammals may attract certain boats wishing to observe them (whale-watching and recreational boats), resulting in belugas, porpoises, and boats often being present at the same time in the study area. Finally, detection distance can also limit the different methods. Indeed, no visual observations were made beyond 5.5 km for belugas and 4.5 km for porpoises, and the vast majority of observations were within 1.5 km. The study area is within an important transit corridor (Ouellet *et al.*, 2021), and a high residency area for belugas (Lemieux-Lefebvre *et al.*, 2012) that extends well beyond 1.5 km. This might indicate that animals farther from shore might be missed by the observer. Therefore, we recommend that future analysis using LBS data should focus in the area within 2 km for belugas and porpoises due to their small size. PAM also have a limit of detection distance. However, this limit is not known in the context of this study, which varies greatly depending on the environmental sound conditions, resulting in certain knowledge gaps on this topic (Barlow *et al.*, 2021; Clausen *et al.*, 2018). Previous studies have reported detection ranges for belugas spanning from a few kilometers to over 30 km (Gervaise *et al.*, 2012 ; Giard *et al.*, 2020 ; Lammers *et al.*, 2013), whereas harbour porpoises are generally detected at distances of less than 1 km from the hydrophone (Clausen *et al.*, 2013 ; Macaulay, 2020 ; Todd *et al.*, 2025). This discrepancy likely explains the higher number of acoustic detections of belugas and suggests that comparisons of harbour porpoise detection rates between visual and acoustic methods are more reliable, given the similarity in detection ranges across both approaches. It would be interesting to further study the detection distance with a higher platform for LBS and to elaborate a methodology to better understand the detection distance for PAM depending on the species and the ambient noise.

1.7.3 Advantages of different methods

PAM, in addition to allowing for a higher daily detection rate, also enables sampling at times when visual observation is impossible, such as at night, in poor weather conditions and during winter months (Cole & Vidal, 2024). Therefore, the PAM method allows for a

longer observation time coverage with relatively little field manipulation with the drawback of requiring more post-recovery work. The results show that both harbour porpoises and belugas acoustic presence rates were higher at night, an important insight for understanding their habitat use (O’Corry-Crowe *et al.*, 2009; Nowacek *et al.*, 2016; Williamson *et al.*, 2017). Higher detection of harbour porpoises at night could be explained by an increase in prey availability, a decrease in anthropogenic noises like boats or an increase in echolocation clicks due to darkness and reduced visibility (Bas *et al.*, 2017; Zein *et al.*, 2019). PAM is also a good tool to understand how different elements affect the marine soundscape (Erbe, McCauley, *et al.*, 2016). The observed ambient noise levels in the frequency band of beluga whistles were higher in presence of boats and lower in presence of belugas, showing that boat noise is the main contributor to sound level at those frequencies and can mask beluga communication signals and reduce the detection range of the hydrophone. In the harbour porpoise frequency band, the observed noise levels were higher when the animals were vocalizing, showing that they are the main contributor to sound level at those very high frequencies that are only marginally affected by boat noise. This could mean that in this study, porpoises clicks are not masked by vessels as much as belugas vocalizations.

LBS, despite its numerous environmental limitations, allows to collect various information not captured by acoustic surveys, making it more precise for some types of data. From a conservation standpoint, LBS help determine the time allocated to different activities by various types of boats and marine mammals, allowing for a better understanding of their budget activities and their habitat use (Cole & Vidal, 2024; Mann, 1999; Morete *et al.*, 2018). Such information is essential for the stakeholders to raise awareness and understand the potential issues, and the ecologically important areas for the animals. Given that whale-watching and recreational vessels, especially human-powered ones, are the primary types of vessels engaged in marine mammal observations, these findings can help guide the reinforcement or implementation of conservation measures. The high rate of belugas traveling in the study area support the fact that this area is an important transit corridor for this species (Ouellet *et al.*, 2021). The higher rate of observations of animals feeding in 2023, might be related to a higher prey availability in this area in that year, but this would need to

be further investigated, since no direct prey data was available to support this hypothesis. As for the acoustic characterization of activities, the extent of the beluga's vocal repertoire and the functions of their vocalizations are still poorly understood, making the acoustic characterization of activities for this species quite difficult (Cotillard *et al.*, 2024; Vergara, 2011). LBS also provides the geographical position of boats, belugas, and porpoises, thereby improving our understanding of how these animals are distributed in the study area based on several factors (Cole & Vidal, 2024; Keen *et al.*, 2018; Morete *et al.*, 2018). This also allows us to develop better knowledge of interactions between whales and boats in the SSLMP.

The abundance and composition of groups (number of individuals by group and presence of calves) can also be determined through LBS, as it is possible to count the numbers of individuals and calves seen. It also allows us to obtain a local abundance index for the different observed species. This can reveal some trends such as the higher average number of belugas seen per BO in 2020 and of porpoises in 2022 compared to other years. We do not know yet for sure the cause of these trends, but belugas might have been using more frequently this area in 2020, because of the reduced passage of boats due to the COVID-19 pandemic, as it was observed in other species of marine mammals (e.g. Fernández *et al.*, 2024; Israngkura, 2022; Qiu *et al.*, 2025). In 2020, 676 passages of boats were detected whereas 1110 and 1389 passages were recorded in 2022 and 2023 respectively. Our data show that the number of boats from the fishing and whale-watching industry was the lowest in 2020 and reduced by half that year compared to 2022 and 2023. The same trends were observed for the merchant marine and consequently, the pilot boat that brings pilots to the cargos to navigate the St. Lawrence. Also, the ferry between Trois-Pistoles and Les Escoumins was also not operated that year. Harbour porpoises' higher numbers of individuals and calves in 2022 could also be a part of the explanation as why this species had a mortality rate almost four times higher that year in the estuary than the average for 2012 to 2021 (Lair *et al.*, 2023). Determining the group composition and abundance of marine mammals from acoustic surveys is more challenging (Cole & Vidal, 2024) and is even impossible for harbour porpoises according to Williamson and colleagues (2017), who assert that it is not feasible to distinguish individual vocalizations. However, some studies are beginning to evaluate

different techniques to estimate the abundance of porpoises (Jacobson *et al.*, 2017) and belugas (Simard *et al.*, 2010) using PAM, but it is generally necessary to combine PAM with visual detections to calibrate and confirm the information, stressing the advantages of the combined use of both methods for a better understanding of habitat use of marine mammals. Intermittent LBS can therefore complement continuous PAM, and their combination can be used to develop algorithms to enhance processing efficiency, result reliability, and acoustic analysis capabilities. This approach could lead to tools based on acoustics to gather information on group composition, abundance, and activities, thereby improving our understanding of habitat use. Furthermore, both methods are cost-effective, cause no disturbance to the studied species (Castelblanco-Martínez *et al.*, 2019; Giacoma *et al.*, 2013; Morete *et al.*, 2018), and have a low ecological footprint, making them ideal to study vocal coastal species.

1.7.4 Observer bias

When data collection relies on human observers, it carries the potential for bias. Despite a significant difference in the probabilities of detecting belugas between the two acoustic analysts, the Kappa coefficient ($\kappa = 0.48$) indicated that the agreement was moderate (Landis & Koch, 1977). Despite a relatively high raw agreement rate (68.5%) between the two observers for vessel detection, the kappa coefficient obtained ($\kappa = 0.04$) indicates very low agreement beyond what would be expected by chance. This result is explained by the very high presence rate, as well as by an imbalance between observers, with one observer detecting more boat presences than the other. These results suggest a substantial divergence in the observers' sensitivity or interpretation of detection criteria for vessels. One analyst had the tendency to include more distant merchant vessels despite their lower received noise levels. To concentrate on boat presence in the study area and not beyond, it would be advisable to avoid the estimation of the presence of boats from manually analyzed acoustic files, but rather to combine LBS and PAM or use external sources of data, as AIS (Automatic Identification System) data to better integrate boat presence into a specific dataset of the target region. Since not all boat use AIS, especially small recreational ones, the joint use with

LBS data allows for a good portrait of boat presence. Additionally, automatic detection algorithms should be used in the future to reduce observer bias (Cole & Vidal, 2024). The bias linked to the observer for the visual surveys was not tested, since the surveys were mainly conducted by one observer. Therefore, it would be relevant in the future to conduct simultaneous visual observations to better assess observational bias for studies with multiple observers (Oliveira-Rodrigues *et al.*, 2022).

1.8 CONCLUSION

Both LBS and PAM were proven effective methods for monitoring belugas and harbour porpoises, enabling the collection of more information about their habitat use, which are important for ensuring conservation. PAM allows for a higher detection rate and a longer sampling period, but detection is limited by noise generated by wind, rainfall and boats, as well as mooring self-noise in strong current conditions. The other issue with PAM is the fact that the detection range is hard to determinate and can vary based on different factors. Data analyses also face certain observer biases or automation challenges. LBS captures valuable information that is not gathered by acoustic surveys, such as behavior, relative abundance, group composition, and spatial distribution of belugas, porpoises, and boats. However, it is influenced by environmental variables such as wind, sunlight reflection, horizontal visibility, and has a smaller detection range than PAM, especially for belugas. Ultimately, the combined use of both methods provides a clearer picture of the presence and activity patterns of belugas, harbour porpoises, and vessels in the study area and should be prioritized in future monitoring efforts. These low-cost, non-invasive and with low carbon print methods should also be used to train algorithms allowing higher efficiency, reliability and functions for the acoustical analysis and to standardize studies to better compare results between them. This study shows how those two methods can be used to better understand the habitat use of both species. The resulting information can help to guide and reinforce conservation measures on these species.

1.9 ACKNOWLEDGEMENTS

Special thanks to the SSLMP for allowing this research in the marine park, to Eliza-Jane Morin and Samuel Turgeon from Parks Canada for their help for data collection and analysis, to the divers of Explos-Nature for their time and hard work to install the acoustic devices, and to Théo Sheldon-Roy for his contribution to visual data collection. We also want to thank Parks Canada, the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada, Québec-Océan and ISMER-UQAR for their precious fundings in the realisation of this project. This article is a contribution to the research cluster of Québec-Océan.

1.10 DATA AVAILABILITY

Data that were used for this study are a property of Parks Canada but could be shared upon request to the corresponding author.

1.11 APPENDIX 1

Table 6

Categories and their description for environmental data noted during LBS and used to classify variables for PAM, for a) Horizontal visibility, b) Intensity of sun reflection, c) Percentage of cloud cover, d) Wind speed according to Beaufort scale, as well as categories of evaluation of observation certainty (e), boat activities (f) and speed class of boats (e) detected by LBS

a)

Code	Visibility (nautical miles)	Study area
0	none	No visibility
1	1nm	Restricted beyond 1nm
2	2nm	Restricted beyond 2nm
3	3nm	Restricted beyond 3nm
4	> 4nm	Perfect for all study area

b)

Code	Sun Reflection
0	No sun glare on study area
1	Light glare on study area
2	Glare on study area
3	Intense glare on study area
4	Blinding glare on study area

c)

Code	Cloud cover above study area
0	No cloud
1	1-25 % of sky
2	26-50 % of sky
3	51-75 % of sky
4	76-100 % of sky
5	Rain

d)

Beaufort	Conditions	Speed of wind (kn)	Visual Clues
0	Calm	<1	Sea is like a mirror
1	Light air	1 to 3	Ripples with the appearance of scales are formed, but without foam crests
2	Light breeze	4 to 6	Small wavelets, short but more pronounced, crests have glassy appearance and do not break.
3	Gentle breeze	7 to 10	Large wavelets, crests begin to break, Foam of glassy appearance. Perhaps scattered white caps
4	Moderate breeze	11 to 16	Small waves, becoming longer. Fairly frequent white caps
5	Fresh breeze	>17	Moderate waves, taking more pronounced long form. Many white caps are formed (chance of some spray)

e)

Code	Evaluation	Description
0	Incomplete	One or several variables do not reflect the observed reality. Conditions are so bad, observer can not state if cetaceans are present
1	Difficult	High potential for error regarding the assessment of one or several variables
2	Moderate	Representative assessment of the observed reality with slight uncertainty regarding one or several variables
3	Good	Information faithful to the observed reality, certainty is high, only errors beyond the observer’s comprehension could challenge the observation
4	Excellent	Information entirely faithful to observed reality, certainty is complete

f)

Code	Activity	Description
0	Stationnary	Boat drifting or stationnary
1	Moving	Boat moving from point A to point B
2	Beluga observation	Boat searching actively, approaching or maintaining a distance of less than 400m from a group of belugas.
3	Marine mammal observation	Boat searching actively, approaching or maintaining a distance of less than 400m from a group or individual of marine mammals other than belugas.
4	Sailing	Sailboat sailing
5	Fishing	Boat is fishing
6	Patrol/Law enforcement	Boat is doing law enforcement or patrol
7	Research	Boat is doing research

g)

Code	Speed class (kn)	Description
0	Immobile	Boat is drifting or remains stationary
1	< 5 knots	Boat moves without splashing
2	5-10 knots	Boat moves with splashing
3	10-20 knots	Boat moves producing a lot of splashes and waves
4	> 20 knots	Boat moves producing excessive splashes and waves

CONCLUSION GÉNÉRALE

Dans le cadre de ce projet de maîtrise, les données provenant de quatre saisons de suivis visuels terrestres et de deux mois de suivis par acoustique passive récoltées dans la partie aval du PMSSL ont été analysées. Les résultats produits visent à comparer les avantages, les fonctions et les limites des deux méthodes afin de comprendre et valoriser le potentiel de leur utilisation combinée. Cette étude permet d'approfondir les connaissances sur l'utilisation de l'habitat et, éventuellement, évaluer les effets potentiels des bateaux sur le béluga de l'ESL et le marsouin commun, dans un but de conservation. Les deux méthodes utilisées sont non-invasives, sans dérangement et à faible empreinte écologique. Les espèces ont été sélectionnées du fait de leur distribution à proximité de la côte et de leur utilisation accrue de vocalisations les rendant facilement détectables par les méthodes choisies, mais aussi pour leur statut ainsi que les lacunes dans les connaissances de certains aspects de leur mode de vie.

Avantages et fonctions des méthodes

Les avantages et les fonctions des deux méthodes à l'étude ont été déterminés selon le taux de détection dans différentes conditions et en fonction des informations qui peuvent être extraites de ces jeux de données. L'acoustique passive permet d'obtenir un meilleur taux de détection pour les deux espèces à l'étude que les suivis visuels. Les deux espèces, particulièrement le béluga (O'Corry-Crowe, 2009), peuvent être sous l'eau pendant plus de 10 minutes, le temps d'un BO. Il est donc possible qu'au même moment, elles ne soient pas vues à la surface mais entendues sous l'eau. Cela pourrait expliquer, en partie, le taux de détection plus élevé pour la méthode acoustique que visuelle. L'acoustique passive permet aussi un plus haut taux de détection des bateaux que la méthode visuelle, puisque ces derniers émettent de forts sons sur une grande gamme de basses à moyennes fréquences. Cependant, les deux méthodes ne détectent pas les différents éléments à l'étude de la même manière.

Autant pour les espèces que pour les bateaux, les recensements visuels ont parfois révélé une présence non détectée par la méthode acoustique. La méthode acoustique a aussi comme avantage d'obtenir plus rapidement une grande quantité de données puisqu'elle permet d'échantillonner en continu et dans des conditions où les suivis visuels ne sont pas réalisables, notamment la nuit, l'hiver et lors de conditions météorologiques défavorables. En effet, cette méthode a permis de détecter une plus grande activité vocale chez les deux espèces la nuit ce qui représente une information pertinente à investiguer plus en profondeur afin de comprendre comment les espèces utilisent l'habitat à différentes heures de la journée et tenter d'en comprendre la signification. La méthode acoustique est aussi incontournable à utiliser afin d'étudier le paysage sonore marin (Erbe, McCauley, *et al.*, 2016) et ainsi déterminer les causes de la dégradation de l'habitat acoustique pour pouvoir mettre en place des mesures adaptées, sachant que cette problématique a déjà été relevée, mais, par faute de données, n'est pas encore bien comprise chez les deux espèces (COSEPAC, 2022; Lesage *et al.*, 2024). L'analyse des niveaux de bruit a permis de relever un élément important, soit que dans la bande de fréquences utilisées par les sifflements de bélugas, les bateaux représentent l'élément qui influence positivement le niveau sonore, tandis que dans la bande de fréquences utilisées par les clics de marsouins, le niveau sonore est influencé positivement par les vocalises de cette espèce. Cela démontre ainsi que les bélugas seraient plus susceptibles d'être affectés par le masquage que les marsouins.

La méthode visuelle permet pour sa part de capter une grande variété d'informations qui sont, pour l'instant, difficilement interprétables à partir des données acoustiques. Notamment, les données récoltées ont permis de déterminer le temps alloué aux différentes activités des mammifères marins et des bateaux et ainsi mieux comprendre leur utilisation de l'habitat et déterminer des zones d'intérêts de conservation. Elle permet aussi de capter les effets potentiels d'un ensemble de facteurs, dont les embarcations, sur le budget d'activités des animaux. Les données acquises par le biais des recensements visuels démontrent aussi la capacité de compter le nombre d'individus des différentes classes d'âge ce qui donne ensuite la possibilité de déterminer un indice d'abondance locale et de mieux comprendre la composition des groupes. Ces informations peuvent ensuite être utilisées pour décrire

comment la présence, le nombre et les comportements des différents groupes sociaux peuvent être liés entre eux et avec des facteurs externes, dont le dérangement anthropique, pour démystifier comment les espèces utilisent leur habitat naturel face aux menaces anthropiques grandissantes. Cela permet aussi de caractériser l'utilisation du secteur par les différentes classes d'âge et de sexe ainsi que de décrire les variations saisonnières et interannuelles de cette utilisation. Finalement, les données démontrent que cette méthode permet d'avoir une idée générale de la distribution spatiale des mammifères marins et des bateaux dans l'aire d'étude, information cruciale pour comprendre comment les animaux se déplacent dans l'aire d'étude en fonction de divers facteurs, notamment des facteurs temporels, environnementaux ou anthropiques. Cette méthode permet ainsi de répondre à des lacunes dans la littérature qui représentent des informations de haute importance pour assurer la conservation des bélugas et des marsouins communs.

Limites des méthodes

La détection réalisée via les deux méthodes étudiées peut être influencée par certains facteurs, notamment des facteurs environnementaux. Le vent, par exemple, réduit la capacité à détecter les espèces visuellement puisqu'elles sont plus difficiles à repérer en présence de vagues. Sachant que cela peut affecter la qualité des données, il est recommandé pour les futures études de considérer les données récoltées visuellement lorsque la cote de vent, assignée selon l'échelle de Beaufort, est inférieure à 4 pour les bélugas et inférieure à 3 pour les marsouins, pour les suivis par observation visuelle. Les données témoignent aussi d'une diminution des détections acoustiques de bélugas due à ce même facteur puisque le vent produit du bruit à des fréquences qui sont aussi utilisées par les bélugas (Mérindol *et al.*, 2024). Les données démontrent aussi une différence dans la détection de bélugas lors de pluies intenses ce qui peut s'expliquer par la même raison que pour le vent (Ma *et al.*, 2005). Il serait donc pertinent de calculer un seuil acoustique lié à la composante géophonique (sons occasionnés par des phénomènes géophysiques) du paysage acoustique marin afin de déterminer quelles données devraient être rejetées des analyses dans de futures études. Les analyses ont aussi permis de constater une diminution du taux de détection de bélugas et de

marsouins lorsque le courant de surface était plus important ce qui témoigne de l'importance de bien sélectionner la structure et les composantes du mouillage acoustique afin d'en réduire au maximum les vibrations et bruits propres.

D'autres facteurs environnementaux ont aussi démontré des influences sur la capacité de détection des recensements terrestres visuels. En effet, l'intensité du reflet du soleil sur l'eau peut influencer la capacité de détection de la personne observatrice en rendant certaines sections de l'aire d'étude aveuglantes ou bien trop sombres. Cette étude montre aussi que la visibilité horizontale joue un rôle majeur dans la capacité de détection des personnes réalisant les suivis d'observation terrestre. Les nombreuses journées de brouillard dense et à proximité de la côte ont un taux de détection nettement inférieur aux journées où la visibilité était bonne sur l'ensemble de l'aire d'étude. Après les analyses effectuées, il est conseillé de retirer des futures analyses les données récoltées lorsque la visibilité est nulle. Les données démontrent aussi clairement une différence dans la détection acoustique des espèces lorsque les bateaux sont aussi détectés acoustiquement, donc lorsque leur bruit est perceptible par l'hydrophone. En présence de bateaux, les espèces peuvent modifier leur comportement vocal pour pallier au masquage, mais aussi par réponse à un stress, à du dérangement (Erbe *et al.*, 2019; Lesage *et al.*, 1999; Scheifele *et al.*, 2005 ; Wisniewska *et al.*, 2018). Finalement, la distance de détection peut aussi jouer un rôle dans la diminution du taux de détection avec l'augmentation de la distance de la côte. Pour les suivis acoustiques, la distance de détection peut varier selon un ensemble de critères, dont le bruit ambiant qui est directement influencé par les bateaux, et est, pour le moment, inconnue sur ce site d'étude. Pour ce qui en est des recensements visuels à partir de la plateforme terrestre, la grande majorité des détections de mammifères marins ont été recensées dans un rayon de 2 km de la côte ce qui justifie que les futures études utilisant les données d'observations visuelles devraient conserver seulement ces données pour assurer des analyses non biaisées.

Limitations et potentiel de la méthode combinée

Tel que mentionné à quelques reprises, deux éléments sont essentiels à l'utilisation de cette méthode combinée. Il faut que les espèces étudiées utilisent les milieux côtiers puisqu'il

est nécessaire de pouvoir les détecter à partir de suivis terrestres (Morete *et al.*, 2018). Il est aussi crucial que les espèces sélectionnées émettent des vocalises pour pouvoir les détecter avec les hydrophones et aussi de connaître préalablement les caractéristiques acoustiques de ces dernières afin d'utiliser les bons paramètres d'enregistrement (Zimmer, 2011). Cependant, la plupart des limites décrites précédemment pour les deux méthodes peuvent être nettement réduites si une combinaison des deux est utilisée pour les analyses et cela permet aussi d'avoir les avantages des deux méthodes. Effectivement, la méthode acoustique n'est pas affectée par les conditions environnementales autant que l'est la méthode visuelle. Cela signifie que peu importe le reflet du soleil et l'intensité du brouillard, des données peuvent tout de même être récoltées. Bien que les données aient démontré un effet du vent sur le taux de détection acoustique, ce dernier est beaucoup moins important que sur les données d'observations terrestres. Une combinaison de ces deux méthodes permet donc d'acquérir des données en tout temps, peu importe les conditions météorologiques. De plus, plusieurs études ont déjà mentionné que l'utilisation combinée de ces deux méthodes permet de multiplier les retombées scientifiques (Dalpaz *et al.*, 2021; Keen *et al.*, 2018; Morete *et al.*, 2018).

Les suivis d'observations terrestres, tel que mentionné précédemment, permettent aussi plusieurs applications qui ne sont pas accessibles avec les données acoustiques seulement. Notamment, le décompte des individus qui permet d'estimer la taille des groupes et ainsi avoir une idée de l'abondance locale, ce qui représente un défi avec les données acoustiques uniquement (Cole & Vidal, 2024), spécialement pour les marsouins chez qui, selon certaines études, il est impossible de distinguer les vocalisations individuelles (Williamson *et al.*, 2017). Cependant, en couplant les décomptes terrestres aux données acoustiques il est possible de développer des techniques permettant d'estimer la densité d'individus (Jacobson *et al.*, 2017; Simard *et al.*, 2010). D'ailleurs, une équipe du Laboratoire interdisciplinaire de simulation socio-écologique (LISSÉ) de l'Université du Québec en Outaouais (UQO) travaille actuellement à développer un modèle permettant de détecter le nombre d'individus de bélugas de l'ESL présents dans la Baie Sainte-Marguerite, située dans le fjord et faisant partie de l'habitat essentiel du béluga (MPO, 2012), en couplant les données d'observations

terrestres avec celles des hydrophones¹. Cela montre la pertinence actuelle d'utiliser ces deux méthodes pour répondre à des questions portant sur l'écologie et l'utilisation de l'habitat des différentes espèces. Il serait intéressant de tester ce modèle dans différentes parties du PMSSL et de voir s'il pourrait aussi être applicable aux marsouins communs. Ce problème de détection individuelle rend aussi l'étude de la composition des groupes complexe avec les données acoustiques seulement. Il a déjà été démontré que le comportement vocal des groupes des deux espèces peut varier lorsqu'il y a présence de veaux, mais ces études ont été réalisées principalement en milieu artificiel (Halteman & Ryan, 2019; Sørensen *et al.*, 2018). Il serait intéressant de comparer les comportements vocaux à des moments où des veaux sont présents visuellement dans l'aire d'étude et tenter de caractériser les différences de vocalises.

Les données sur les activités des groupes qui ont été récoltées dans le cadre des suivis terrestres représentent aussi des informations très importantes pour comprendre l'utilisation de l'habitat par les deux espèces. Chez le marsouin commun, puisque les vocalisations ne sont pas très diversifiées et qu'elles sont constituées uniquement de clics, plusieurs études se sont penchées à décrire les caractéristiques des clics et ce que cela implique sur les activités pratiquées par les groupes (Clausen *et al.*, 2011; Sørensen *et al.*, 2018; Todd *et al.*, 2022; Wright *et al.*, 2017). Tel que mentionné précédemment, le repos et le déplacement serait généralement caractérisé par un faible taux de répétition des clics, alors que ce taux est de plusieurs centaines de clics par seconde lors de périodes d'alimentation et de socialisation, qui se distinguent par la présence d'un « buzz » terminal lors de l'alimentation (Macaulay, 2020; Migneault *et al.*, 2025; Todd *et al.*, 2022; Wright *et al.*, 2017). Cependant, cette association d'activité vocale et observable n'a toujours pas été réalisée pour la population visitant l'ESL ce qui pourrait être pertinent pour mieux comprendre comment ils utilisent l'habitat. La diversité, la caractérisation et la fonction des vocalisations sont toutes trois toujours méconnues chez le béluga de l'ESL (Cotillard *et al.*, 2024; Vergara, 2011). Chez certaines populations de bélugas, le répertoire vocal a été décrit (e.g. Brewer *et al.*, 2023; Chmelnitsky & Ferguson, 2012; Garland *et al.*, 2015; Sjare & Smith, 1986b), mais très peu

¹ Communication personnelle avec Emmanuel Fernandez, assistant de recherche pour le LISSÉ de l'UQO

d'études mettent en relation les vocalises et les activités pratiquées par les animaux (Chmelnitsky, 2010; Faucher, 1989; Panova *et al.*, 2012; Sjare & Smith, 1986a). Ces dernières utilisent aussi un couplage d'observations visuelles et acoustiques. Cependant, comme les bateaux peuvent influencer les comportements naturels des mammifères marins, une plateforme terrestre est idéale pour étudier l'écologie comportementale des espèces (Morete *et al.*, 2018). En analysant de manière combinée les données des deux types de suivis, il devient théoriquement possible de permettre aux suivis acoustiques d'assurer des fonctions similaires à celles des recensements visuels et ce, tout en récoltant de l'information de manière continue.

Sachant qu'il reste toujours des lacunes dans les connaissances des effets des bateaux et de la pollution sonore sur ces deux espèces, les données de cette étude démontrent que lorsqu'utilisées de manière combinée, plusieurs informations importantes peuvent être acquises. Un élément important à considérer lors d'études des effets des bateaux sur les mammifères marins est qu'il est difficile de distinguer si le dérangement est dû à la présence physique ou bien acoustique des embarcations (Erbe *et al.*, 2019 ; Pirota *et al.*, 2015). Les données démontrent que les deux méthodes détectent les bateaux différemment. Les bateaux qui ne sont pas détectés acoustiquement sont généralement les embarcations à propulsion humaine ainsi que celles qui sont à l'arrêt. Les embarcations sans moteur, comme les kayaks, peuvent aussi affecter le comportement des marsouins communs (Camphuysen & Siemensma, 2011) et des bélugas (Ausen *et al.*, 2022; Malcolm & Penner, 2011), mais ces effets ne sont pas encore bien compris (Bearzi, 2017). De plus, les données démontrent que les embarcations à l'arrêt sont généralement en train d'observer des mammifères marins ce qui peut occasionner du dérangement, même lorsque le moteur est éteint et que le bruit émis est moindre. Ces deux situations où les bateaux n'émettent pas assez de bruit pour être détectés acoustiquement sont tout de même détectées par les observations visuelles ce qui peut aider à éclaircir les effets de la présence physique vs acoustique des bateaux sur les mammifères marins. En plus des observations visuelles et acoustiques, l'ajout de données provenant du Système d'identification automatique (AIS) pourrait apporter plus de précisions sur les embarcations présentes en tout temps lors des suivis comme leur distance exacte de

l'hydrophone et leur vitesse. Ces deux paramètres qui peuvent influencer le bruit émis par les bateaux et perçu par l'hydrophone (Erbe *et al.*, 2019; Erbe, Reichmuth, *et al.*, 2016) sont importants à considérer pour évaluer les effets des bateaux sur le béluga de l'ESL et le marsouin commun. Donc, en utilisant ces trois sources de données de manière conjointe, il serait possible de répondre à plusieurs questionnements déjà énoncés dans la littérature et ainsi parvenir à mieux caractériser les effets des bateaux selon leur type, leur activité, leur vitesse, leur distance et leur nombre sur l'utilisation de l'habitat de ces deux espèces en étudiant, entre autres, les changements de comportements détectés visuellement et acoustiquement.

Un autre enjeu majeur associé à la méthodologie développée, est que l'aire d'étude couverte par les relevés visuels est assez limitée. En effet, les données d'observation terrestre démontrent que la qualité des détections des deux espèces est affectée au-delà de 2 km. Cependant, leur aire de distribution est beaucoup plus grande que cela. Pour pallier ce problème, une première solution serait de surélever la plateforme d'observation, car lorsque la hauteur est plus grande, l'angle d'observation est de meilleure qualité et cela permettrait d'augmenter la superficie de l'aire d'étude (Morete *et al.*, 2018). Une autre solution serait d'utiliser une station totale, un théodolite, qui permettrait non seulement de couvrir une plus grande aire d'étude, mais aussi d'obtenir encore plus d'informations sur les caractéristiques des groupes notamment la distance inter-individus, inter-groupes et avec les embarcations ainsi que sur certains paramètres de leur comportement (e.g. vitesse, directionnalité, temps de plongée, distance inter-plongées, etc.) (Piwetz *et al.*, 2018). Les désavantages de cette méthode sont qu'elle est plus coûteuse, plus complexe et requiert au moins deux personnes faisant l'observation de manière simultanée. Pour ce qui en est de l'aire d'étude couverte par le suivi acoustique, le problème ici est qu'elle est incertaine. Cette lacune rend la comparaison du taux de détection des deux méthodes moins exacte. La littérature énonce des distances de détection variant entre 2 et 30 km pour les bélugas (Gervaise *et al.*, 2012 ; Giard *et al.*, 2020 ; Lammers *et al.*, 2013) et de moins de 1 km généralement pour les marsouins communs (Clausen *et al.*, 2013 ; Macaulay, 2020 ; Todd *et al.*, 2025). Considérant que l'hydrophone de cette étude n'est pas installé très profondément, qu'il est proche de la côte,

que la topographie sous-marine est caractérisée par une falaise de roche en amont du mouillage et que ce dernier se retrouve à proximité de plusieurs sources potentielles de bruit anthropique, on peut supposer que la distance de détection pourrait être différente que celle recensée dans les études précédentes. En se fiant uniquement à la littérature, il est possible de supposer que l'aire d'étude acoustique et visuelle est plus similaire pour les marsouins tandis que, pour les bélugas, il est possible que l'aire d'étude acoustique soit plus importante, ce qui pourrait expliquer, en partie, la détection acoustique significativement plus grande chez les bélugas en utilisant cette méthode. Cependant, cette problématique devrait être étudiée dans de futures études pour pouvoir répondre à cette lacune. Une première solution est d'utiliser une formule afin de mesurer le niveau de bruit à la source des deux espèces de mammifères marins selon différentes conditions physico-chimiques et de bruit ambiant (Simard *et al.*, 2014). Une autre solution serait d'utiliser un réseau d'hydrophones disposés de manière à trianguler les détections ou disposés de manière linéaire permettant ainsi d'estimer la direction et la distance des mammifères marins à partir des différentielles de temps de réception des sons aux différents hydrophones (Zimmer, 2011). Tel que mentionné précédemment, plusieurs groupes de recherche utilisent l'acoustique passive sur le territoire du PMSSL. Une mise en commun des données récoltées par ces différents acteur(rice)s travaillant conjointement pour acquérir des connaissances sur ces problématiques permettrait déjà d'avoir un certain réseau d'hydrophones et de mieux comprendre comment les espèces étudiées utilisent leur habitat et en apprendre plus sur la connectivité entre les différentes parties de leur habitat. L'ensemble de ces informations pourrait être utilisée pour guider les actions des gestionnaires visant à assurer la conservation de ces espèces.

Finalement, la dernière limitation occasionnée par cette méthodologie combinée est liée aux biais associés aux observateur(rice)s et analystes. Pour les observations terrestres, il serait important de tester ce biais puisque les données actuelles ne permettent pas de le mesurer. Il a déjà été démontré que certains facteurs, dont l'expérience de l'observateur(rice), peuvent influencer sur l'exactitude des données recueillies, créant un biais inter-observateur(rice)s (Oliveira-Rodrigues *et al.*, 2022 ; Pyle, 2007). Il est cependant estimé que les variations entre les personnes faisant l'observation sont principalement au niveau du

comptage, tandis qu'il est plus rare qu'un groupe n'est pas détecté (Rugh *et al.*, 1990 ; Young et Peace, 1999). Considérant que la présente étude se base surtout sur la présence plus que l'abondance, il est possible de supposer que le biais n'est pas trop important. Pour mesurer l'ampleur de ce biais, il faudrait deux personnes réalisant le protocole d'observation de manière simultanée sans échange entre les deux et comparer les données récoltées par la suite. Dans le cadre de ce projet, les données récoltées ne devraient pas trop être affectées par ce biais puisque seulement deux personnes ont participé au suivi, dont une, moi en l'occurrence, qui a récolté presque 75% des données analysées. Pour les détections acoustiques, bien que minime, un biais lié à l'analyste a été observé ce qui est dû au fait que les données ont été analysées manuellement. L'utilisation d'algorithmes de détection automatique pourrait résoudre ce problème et accélérer significativement la vitesse de traitement des données (Erbe, McCauley, *et al.*, 2016). L'automatisation des analyses permettrait, non seulement, d'assurer la détection de présence des espèces, mais pourrait aussi éventuellement être utilisée pour déterminer automatiquement les autres aspects abordés comme le nombre d'individus, les activités pratiquées, la distance des observations et plusieurs autres applications. Une fois ces algorithmes en main, ils pourraient être partagés avec les groupes de recherche locaux afin de standardiser les détections de bélugas de l'ESL et de marsouins communs.

En conclusion, si la méthode combinée proposée dans le cadre de ce projet de recherche était elle aussi standardisée et utilisée dans différentes sections du PMSSL, plusieurs lacunes dans les connaissances sur l'utilisation de l'habitat et des effets des embarcations sur ces deux espèces pourraient être comblées. En effet, si l'ensemble des facteurs énoncés sont étudiés avec cette méthode combinée standardisée à différents endroits dans le PMSSL, que les limitations discutées sont remédiées et que les groupes de recherche se partagent leurs données afin de couvrir un plus grand territoire et une plus grande série temporelle, il deviendrait possible de développer des modèles d'habitat complets pour répondre à ces questionnements. Cette étude s'inscrit donc dans l'optique de répondre au besoin grandissant de mieux comprendre les effets de la navigation sur les mammifères marins (MPO, 2020 ;

MPO, 2024b) et comment ces derniers utilisent leur habitat (COSEPAC, 2022; Lesage *et al.*, 2024).

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Adobe Inc. (2022). *Adobe Bridge* (12.0.1.246).
- Alexandre Shields. (2020, octobre 2). Les méthaniers inquiètent à Tadoussac. *Le Devoir*. <https://www.ledevoir.com/environnement/588059/gnl-quebec-les-methaniers-inquietent-a-tadoussac>
- Altmann, J. (1974). Observational study of behavior: Sampling methods. *Behaviour*, 49(3/4), 227-267. <https://doi.org/10.1163/156853974X00534>
- Anderson, P. A., Poe, R. B., Thompson, L. A., Weber, N., & Romano, T. A. (2017). Behavioral responses of beluga whales (*Delphinapterus leucas*) to environmental variation in an Arctic estuary. *Behavioural Processes*, 145, 48-59. <https://doi.org/10.1016/j.beproc.2017.09.007>
- Andrew, R. K., Howe, B. M., Mercer, J. A., & Dzieciuch, M. A. (2002). Ocean ambient sound: Comparing the 1960s with the 1990s for a receiver off the California coast. *Acoustic Research Letters Online*. 3. 65-70. <https://doi.org/10.1121/1.1461915>
- Appelhans, T., Detsch, F., Reudenbach, C., & Woellauer, S. (2023). *mapview: Interactive Viewing of Spatial Data in R* (2.11.2). <https://CRAN.R-project.org/package=mapview>
- Au, W. W. L., Carder, D. A., Penner, R. H., & Scronce, B. L. (1984). Demonstration of adaptation in beluga whale echolocation signals. *Journal of the Acoustical Society of America*, 77(2), 726-730. <https://doi.org/10.1121/1.392341>
- Au, W. W. L., & Hastings, M. C. (2008). Echolocation in marine mammals. Dans W. Au & M. Hastings (Éds.), *Principles of Marine Bioacoustics* (p. 501-564). Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-0-387-78365-9_11
- Aubin, J. A., Mikus, M. A., Michaud, R., Mennill, D., & Vergara, V. (2023). Fly with care: belugas show evasive responses to low altitude drone flights. *Marine Mammal Science*, 39, 718-739. <https://doi.org/10.1111/mms.12997>

- Ausen, E. L., Marcoux, M., Chan, W. S., & Barber, D. G. (2022). Beluga (*Delphinapterus leucas*) response to personal watercraft and motorized whale watching vessels in the Churchill River estuary. *Frontiers in Marine Science*, 9(837425), 17. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.837425>
- Barlow, J., Cheeseman, T., & Trickey, J. S. (2021). Acoustic detections of beaked whales, narrow-band high-frequency pulses and other odontocete cetaceans in the Southern Ocean using an autonomous towed hydrophone recorder. *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 193(104973), 11. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2021.104973>
- Bas, A. A., Christiansen, F., Öztürk, A. A., Öztürk, B., & McIntosh, C. (2017). The effects of marine traffic on the behaviour of Black Sea harbour porpoises (*Phocoena phocoena relicta*) within the Istanbul Strait, Turkey. *PLoS ONE*, 12(3), 1-20. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0172970>
- Bearzi, M. (2017). Impacts of marine mammal tourism. Dans D. Blumstein, B. Geffroy, D. Samia, & E. Bessa (Éds.), *Ecotourism's Promise and Peril* (p. 73-96). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-58331-0_6
- Benhemma-Le Gall, A., Graham, I. M., Merchant, N. D., & Thompson, P. M. (2021). Broad-Scale responses of harbor porpoises to pile-driving and vessel activities during offshore windfarm construction. *Frontiers in Marine Science*, 8, 18. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.664724>
- Benke, H., Bräger, S., Dähne, M., Gallus, A., Hansen, S., Honnef, C. G., Jabbusch, M., Koblit, J. C., Krügel, K., Liebschner, A., Narberhaus, I., & Verfuß, U. K. (2014). Baltic Sea harbour porpoise populations: Status and conservation needs derived from recent survey results. *Marine Ecology Progress Series*, 495, 275-290. <https://doi.org/10.3354/meps10538>
- Bernier-Breton, C. (2024). *Discover the Sounds and Sights of Marine Wildlife and Vessel Activity*. <https://sites.google.com/view/multimedia-c-bernier-b-smm2024/accueil>
- Berta, A. (2017). *The Rise of Marine Mammals: 50 Million Years of Evolution*. Johns Hopkins University Press.
- Bjorge, A., & Tolley, K. A. (2009). Harbor porpoise: *Phocoena phocoena*. Dans W. F. Perrin, B. Würsig, & J. G. M. Thewissen (Éds.), *Encyclopedia of Marine Mammals (Second Edition)* (p. 530-533). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-373553-9.00125-5>

- Blane, J. M., & Jaakson, R. (1994). The impact of ecotourism boats on the St. Lawrence beluga whales. *Environmental Conservation*, 21(3), 267-269. <https://doi.org/10.1017/S0376892900033282>
- Blevins, R. E. (2016). Sound and human impacts on beluga whales in Cook Inlet, Alaska [Thèse de doctorat]. University of Alaska Fairbanks.
- Bonnell, T. R., Michaud, R., Dupuch, A., Lesage, V., & Chion, C. (2022). Extracting spatial networks from capture–recapture data reveals individual site fidelity patterns within a marine mammal’s spatial range. *Ecology and Evolution*, 12(e8616), 10. <https://doi.org/10.1002/ece3.8616>
- Bowen, W. D. (1997). Role of marine mammals in aquatic ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, 158, 267-274. <https://doi.org/10.3354/meps158267>
- Boyd, I. (2004). Migration of marine mammals. Dans D. Werner (Éds.), *Biological Resources and Migration* (p. 203-210). Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-06083-4_20
- Bozdogan, H. (1987). Model selection and Akaike’s information criterion (AIC): The general theory and its analytical extensions. *Psychometrika*, 52(3), 345-370. <https://doi.org/10.1007/BF02294361>
- Bräger, S., & Bräger, Z. (2019). Movement Patterns of Odontocetes through Space and Time. Dans B. Würsig (Éds.), *Ethology and Behavioral Ecology of Marine Mammals* (p. 117-144). Springer Nature Switzerland. https://doi.org/10.1007/978-3-030-16663-2_6
- Braulik, G. T., Kasuga, M., Wittich, A., Kiszka, J. J., MacCaulay, J., Gillespie, D., Gordon, J., Said, S. S., & Hammond, P. S. (2017). Cetacean rapid assessment: An approach to fill knowledge gaps and target conservation across large data deficient areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 1-15. <https://doi.org/10.1002/aqc.2833>
- Braulik, G. T., Taylor, B. L., Minton, G., Notarbartolo di Sciara, G., Collins, T., Rojas-Bracho, L., Crespo, E. A., Ponnampalam, L. S., Double, M. C., & Reeves, R. R. (2023). Red-list status and extinction risk of the world’s whales, dolphins, and porpoises. *Conservation Biology*, 37, 1-15. <https://doi.org/10.1111/cobi.14090>
- Breslow, N. E. (1996). *Generalized Linear Models: Checking Assumptions and Strengthening Conclusions*. Department of Biostatistics of the University of Washington. <https://studylib.net/doc/18344951/generalized-linear-models--checking-assumptions-and>

- Brewer, A. M., Castellote, M., Van Cise, A. M., Gage, T., & Berdahl, A. M. (2023). Communication in Cook Inlet beluga whales: Describing the vocal repertoire and masking of calls by commercial ship noise. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 154(5), 3487-3505. <https://doi.org/10.1121/10.0022516>
- Browning, E., Gibb, R., Glover-Kapfer, P., & Jones, K. E. (2017). Passive acoustic monitoring in ecology and conservation. Dans *WWF Conservation Technology Series* (1(2); WWF Conservation Technology Series, Vol. 1, Numéro 2). <https://www.wwf.org.uk/sites/default/files/2019-04/Acousticmonitoring-WWF-guidelines.pdf>
- Cabrol, J., Lesage, V., & Rioux, È. (2025). Changing ecosystems promote generalism and enhanced heterogeneity in diet composition in the endangered St. Lawrence Estuary beluga. *Scientific Reports*, 15(6239). <https://doi.org/10.1038/s41598-025-91083-z>
- Camphuysen, K. C. J., & Siemensma, M. L. (2011). Conservation plan for the Harbour Porpoise *Phocoena phocoena* in the Netherlands: towards a favourable conservation status. NIOZ Report 2011-07. Royal Netherlands Institute for Sea Research.
- Castelblanco-Martínez, D. N., Blanco-Parra, M. P., Charruau, P., Prezas, B., Zamora-Vilchis, I., & Niño-Torres, C. A. (2019). Detecting, counting and following the giants of the sea: A review of monitoring methods for aquatic megavertebrates in the Caribbean. *Wildlife Research*, 46(46), 545-556. <https://doi.org/10.1071/WR19008>
- Castellote, M., Small, R. J., Lammers, M. O., Jenniges, J., Mondragon, J., Garner, C. D., Atkinson, S., Delevaux, J. M. S., Graham, R., & Westerholt, D. (2020). Seasonal distribution and foraging occurrence of Cook Inlet beluga whales based on passive acoustic monitoring. *Endangered Species Research*, 41, 225-243. <https://doi.org/10.3354/ESR01023>
- Castellote, M., Small, R. J., Stafford, K. M., Whiting, A., & Frost, K. J. (2022). Beluga (*D. leucas*), harbor porpoise (*P. phocoena*), and killer whale (*O. orca*) acoustic presence in kotzebue sound, Alaska: Silence speaks volumes. *Frontiers in Remote Sensing*, 3(940247), 1-15. <https://doi.org/10.3389/frsen.2022.940247>
- Castellote, M., Thayre, B., Mahoney, M., Mondragon, J., Lammers, M. O., & Small, R. J. (2018). Anthropogenic noise and the endangered cook inlet beluga whale, *Delphinapterus leucas*: Acoustic considerations for management. *Marine Fisheries Review*, 80(3), 63-88. <https://doi.org/10.7755/MFR.80.3.3>

- Cato, D., McCauley, R., Rogers, T., & Noad, M. (2006). Passive acoustics for monitoring marine animals-progress and challenges. *Proceedings of ACOUSTICS*, 453-460.
- Cauchy, P., Heywood, K. J., Merchant, N. D., Queste, B. Y., & Testor, P. (2018). Wind speed measured from underwater gliders using passive acoustics. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, 35, 2305-2321. <https://doi.org/10.1175/JTECH-D-17>
- Chion, C., Bonnell, T. R., Lagrois, D., Michaud, R., Lesage, V., Dupuch, A., McQuinn, I. H., & Turgeon, S. (2021). Agent-based modelling reveals a disproportionate exposure of females and calves to a local increase in shipping and associated noise in an endangered beluga population. *Marine Pollution Bulletin*. 173(112977). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112977>
- Chion, C., Lagrois, D., Dupras, J., Turgeon, S., McQuinn, I. H., Michaud, R., Ménard, N., & Parrott, L. (2017). Underwater acoustic impacts of shipping management measures: Results from a social-ecological model of boat and whale movements in the St. Lawrence River Estuary (Canada). *Ecological Modelling*, 354, 72-87. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.03.014>
- Chion, C., Turgeon, S., Michaud, R., Landry, J.-A., Parrott, L., & Canada, P. (2007). *Portrait de la navigation dans le parc marin du Saguenay-Saint-Laurent: Caractérisation des activités sans prélèvement de ressources entre le 1^{er} mai et le 31 octobre 2007*. Parcs Canada.
- Chmelnitsky, E. G. (2010). Beluga whale, *Delphinapterus leucas*, vocalizations and their relation to behaviour in the Churchill River, Manitoba, Canada [Thèse de doctorat]. University of Manitoba.
- Chmelnitsky, E. G., & Ferguson, S. H. (2012). Beluga whale, *Delphinapterus leucas*, vocalizations from the Churchill River, Manitoba, Canada. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 131(6), 4821-4835. <https://doi.org/10.1121/1.4707501>
- Christensen, L. B. (2006). *Fisheries Centre Research Reports: Marine Mammal Populations: Reconstructing historical abundances at the global scale* (Vol. 14, Numéro 9, p. 1-165). <https://dx.doi.org/10.14288/1.0074757>
- Clapham, P. J., & Baker, C. S. (2018). Whaling, modern. Dans B. Würsig, J. G. M. Thewissen, & K. M. Kovacs (Éds.), *Encyclopedia of Marine Mammals* (Third Edition, Numéro 51, p. 1070-1074). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804327-1.00272-7>

- Clark, C. W. (1981). Economic aspects of renewable resource exploitation as applied to marine mammals. Dans FAO Advisory Committee on Marine Resources Research (Éd.), *Mammals in the sea* (Vol. 3). Food and Agricultural Organization of the United Nations.
- Clark, C. W., Ellison, W. T., Southall, B. L., Hatch, L., Van Parijs, S. M., Frankel, A., & Ponirakis, D. (2009). Acoustic masking in marine ecosystems: Intuitions, analysis, and implication. *Marine Ecology Progress Series*, 395, 201-222. <https://doi.org/10.3354/meps08402>
- Clausen, K. T., Tougaard, J., Carstensen, J., Delefosse, M., & Teilmann, J. (2018). Noise affects porpoise click detections—the magnitude of the effect depends on logger type and detection filter settings. *Bioacoustics*, 28(5), 443-458. <https://doi.org/10.1080/09524622.2018.1477071>
- Clausen, K. T., Wahlberg, M., Beedholm, K., Deruiter, S., & Madsen, P. T. (2011). Click communication in harbour porpoises *Phocoena phocoena*. *Bioacoustics: The International Journal of Animal Sound and its Recording*, 20(1), 1-28. <https://doi.org/10.1080/09524622.2011.9753630>
- Cole, S., & Vidal, O. (2024). *National guidelines for the survey of Cetaceans, Marine Turtles and the Dugong*. Department of Climate Change, Energy, the Environment and Water of the Government of Australia. <https://www.dcceew.gov.au/environment/epbc/publications/national-guidelines-survey-cetaceans-marine-turtles-dugong>
- Cornick, L. A., & Kendall, L. S. (2008). *Distribution, habitat use, and behavior of Cook Inlet beluga whales in Knik Arm, Fall 2007 Final annual report for 2007*. Department of Environmental Science Alaska Pacific University. <https://www.fisheries.noaa.gov/s3//dam-migration/apu-cib-habitat07-akr.pdf>
- Cornick, L. A., Love, S., Pinney, L., Smith, C., & Zartler, Z. (2011). Distribution, habitat use, and behavior of Cook Inlet beluga whales and other marine mammals at the Port of Anchorage marine terminal redevelopment project June – November 2011 Scientific marine mammal monitoring program 2011 Annual report. Department of Environmental Science Alaska Pacific University. <https://www.fisheries.noaa.gov/s3//dam-migration/2008disthabitatuse-akr.pdf>

- COSEPAC. (2014). Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le Béluga (*Delphinapterus leucas*), Population de l'estuaire du Saint-Laurent, au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril/evaluations-rapports-situations-cosepac/beluga-2020.html>
- COSEPAC. (2022). Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC Marsouin commun (*Phocoena phocoena*), population de l'Atlantique nord-ouest, au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril/evaluations-rapports-situations-cosepac/marsouin-commun-2022.html>
- Cotillard, T., Sécheresse, X., Aubin, J., Mikus, M.-A., Vergara, V., Gambs, S., Michaud, R., Martins, C. C. A., Turgeon, S., Chion, C., & Roca, I. (2024). Automatic detection and classification of beluga whale calls in the St. Lawrence estuary. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 156(6), 3723-3740. <https://doi.org/10.1121/10.0030472>
- Dalpaz, L., Paro, A. D., Daura-Jorge, F. G., Rossi-Santos, M., Norris, T. F., Ingram, S. N., & Wedekin, L. L. (2021). Better together: analysis of integrated acoustic and visual methods when surveying a cetacean community. *Marine Ecology Progress Series*, 678, 197-209. <https://doi.org/10.3354/meps13898>
- de Vere, A. J., Lilley, M. K., & Frick, E. E. (2018). Anthropogenic impacts on the welfare of wild marine mammals. *Aquatic Mammals*, 44(2), 150-180. <https://doi.org/10.1578/AM.44.2.2018.150>
- Dinno, A. (2015). Nonparametric pairwise multiple comparisons in independent groups using Dunn's test. *The Stata Journal*, 15(1), 292-300. <https://doi.org/10.1177/1536867X1501500117>
- Dolman, S. J., Hodgins, N. K., MacLeod, C. D., Pierce, G. J., & Weir, C. R. (2014). Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) and minke whales (*Balaenoptera acutorostrata*) observed during land-based surveys in the Minch, north-west Scotland. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 94(6), 1185-1194. <https://doi.org/10.1017/S0025315413000507>

- Duarte, C. M., Chapuis, L., Collin, S. P., Costa, D. P., Devassy, R. P., Eguiluz, V. M., Erbe, C., Gordon, T. A. C., Halpern, B. S., Harding, H. R., Havlik, M. N., Meekan, M., Merchant, N. D., Miksis-Olds, J. L., Parsons, M., Predragovic, M., Radford, A. N., Radford, C. A., Simpson, S. D., ... Juanes, F. (2021). The soundscape of the Anthropocene ocean. *Science*, 371(6529), 10. <https://doi.org/10.1126/science.aba4658>
- El-Sabh, M. (1988). Physical oceanography of the St. Lawrence estuary. Dans B. Kjerfve (Éds.), *Hydrodynamics of Estuaries: Volume II Estuarine Case Studies* (p. 61-78) CRC Press. https://books.google.ca/books?hl=fr&lr=&id=4mUIEQAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA61&dq=Physical+oceanography+of+the+St.+Lawrence+estuary&ots=Ock8IcYeI&sig=EVMbynOXjM_D_KcBLvnGVZh7SlA&redir_esc=y#v=onepage&q=Physical%20oceanography%20of%20the%20St.%20Lawrence%20estuary&f=false
- Erbe, C. (2002). Underwater noise of whale-watching boats and potential effects on killer whales (*Orcinus Orca*), based on an acoustic impact model. *Marine Mammal Science*, 18(2), 394-418. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2002.tb01045.x>
- Erbe, C., King, A. R., Yedlin, M., & Farmer, D. M. (1999). Computer models for masked hearing experiments with beluga whales (*Delphinapterus leucas*). *The Journal of the Acoustical Society of America*, 105(5), 2967-2978. <https://doi.org/10.1121/1.426945>
- Erbe, C., Marley, S. A., Schoeman, R. P., Smith, J. N., Trigg, L. E., & Embling, C. B. (2019). The effects of ship noise on marine mammals—A Review. *Frontiers in Marine Science*, 6, 21. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00606>
- Erbe, C., McCauley, R., & Gavrilov, A. (2016). Characterizing marine soundscapes. Dans A. Popper & A. Hawkins (Éds.), *The Effects of Noise on Aquatic Life II. Advances in Experimental Medicine and Biology* (Vol. 875, p. 265-271). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2981-8_31
- Erbe, C., Reichmuth, C., Cunningham, K., Lucke, K., & Dooling, R. (2015a). *Acoustic masking in marine mammals: A review and research strategy*. International Association of Oil & Gas Producers' Joint Industry Program.
- Erbe, C., Reichmuth, C., Cunningham, K., Lucke, K., & Dooling, R. (2016). Communication masking in marine mammals: A review and research strategy. *Marine Pollution Bulletin*, 103(1-2), 15-38. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.12.007>

- Erbe, C., Verma, A., McCauley, R., Gavrilov, A., & Parnum, I. (2015b). The marine soundscape of the Perth Canyon. *Progress in Oceanography*, 137, 38-51. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2015.05.015>
- Evans, P. G. H., Carson, Q., Fisher, P., Jordan, W., Limer, R., & Rees, I. (1994). A study of the reactions of harbour porpoises to various boats in the coastal waters of Southeast Shetland. *European Research on Cetaceans*, 8, 60-64.
- Evans, P. G. H., Pierce, G. J., & Wright, A. J. (2012). Marine mammal studies to address future challenges in conservation management. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92(8), 1639-1644. <https://doi.org/10.1017/S0025315412001609>
- Faucher, A. (1989). The vocal repertoire of the St. Lawrence estuary population of beluga whale (*Delphinapterus leucas*) and its behavioral, social and environmental contexts [Mémoire de maîtrise]. Dalhousie University.
- Fernández, S. J., Chalcobsky, B. A., Marchesi, M. C., Sueyro, N., Tortolini, V. M., & Coscarella, M. A. (2024). Do whale-watching vessels affect the distribution of southern right whales (*Eubalaena australis*) in Península Valdés, Chubut, Argentina?: Using the COVID-19 lockdown as a case study. *Marine Mammal Science*, 41(e13212). <https://doi.org/10.1111/mms.13212>
- Findlay, C. R., Rojano-Doñate, L., Tougaard, J., Johnson, M. P., & Madsen, P. T. (2023). Small reductions in cargo vessel speed substantially reduce noise impacts to marine mammals. *Science Advances*, 9(eadf2987). <https://doi.org/10.1126/sciadv.adf2987>
- Fischer, R. W., & Brown, N. A. (2005). Factors affecting the underwater noise of commercial vessels operating in environmentally sensitive areas. *Proceedings of OCEANS 2005 MTS/IEEE*, 1982-1988. <https://doi.org/10.1109/OCEANS.2005.1640049>
- Foisy, L., & Désaulniers, J. (2011). *Plan de gestion des activités en mer dans le parc marin du Saguenay–Saint-Laurent (2011-2017)*. Parc marin du Saguenay–Saint-Laurent <https://saguenay.parcmarin.qc.ca/wp-content/uploads/2020/09/Portraitdelanavigation2017parcmarinduSaguenay-Saint-Laurent-web.pdf>

- Fortuna, C. M., Fortibuoni, T., Bueno-Pardo, J., Coll, M., Franco, A., Giménez, J., Stranga, Y., Peck, M. A., Claver, C., Brasseur, S., Fernández-Corredor, E., Frascchetti, S., Garcia-Garin, O., van Leeuwen, A., Louzao, M., Pedrajas, A., Raicevich, S., Ramírez, F., Ransijn, J., ... & Katsanevakis, S. (2024). Top predator status and trends: ecological implications, monitoring and mitigation strategies to promote ecosystem-based management. *Frontiers in Marine Science*, *11*. <https://doi.org/10.3389/fmars.2024.1282091>
- Fretwell, P. T., Cubaynes, H. C., & Shpak, O. V. (2023). Satellite image survey of beluga whales in the southern Kara Sea. *Marine Mammal Science*, *39*, 1204-1214. <https://doi.org/10.1111/mms.13044>
- Frouin-Mouy, H., Mouy, X., Pilkington, J., Küsel, E., Nichol, L., Doniol-Valcroze, T., & Lee, L. (2022). Acoustic and visual cetacean surveys reveal year-round spatial and temporal distributions for multiple species in northern British Columbia, Canada. *Scientific Reports*, *12*, 22. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-22069-4>
- Gabriele, C. M., Ponirakis, D. W., Clark, C. W., Womble, J. N., & Vanselow, P. B. S. (2018). Underwater Acoustic Ecology metrics in an Alaska Marine protected area reveal marine mammal communication masking and management alternatives. *Frontiers in Marine Science*, *5*(270). <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00270>
- Galbraith, P. S., Chassé, J., Shaw, J. L., Dumas, J., Lefaivre, D., & Bourassa, M. N. (2023). *Physical Oceanographic Conditions in the Gulf of St. Lawrence during 2022*. Pêches et Océans Canada. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/41115430.pdf>
- Gales, N. J., Bowen, W. D., Johnston, D. W., Kovacs, K. M., Littnan, C. L., Perrin, W. F., Reynolds, J. E., & Thompson, P. M. (2009). Guidelines for the treatment of marine mammals in field research. *Marine Mammal Science*, *25*(3), 725-736. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2008.00279.x>
- Garland, E. C., Castellote, M., & Berchok, C. L. (2015). Beluga whale (*Delphinapterus leucas*) vocalizations and call classification from the eastern Beaufort Sea population. *The Journal of the Acoustical Society of America*, *137*, 3054-3067. <https://doi.org/10.1121/1.4919338>
- Gervaise, C., Simard, Y., Roy, N., Kinda, B., & Ménard, N. (2012). Shipping noise in whale habitat: Characteristics, sources, budget, and impact on belugas in Saguenay–St. Lawrence Marine Park hub. *The Journal of the Acoustical Society of America*. *132*(1). 76-89. <https://doi.org/10.1121/1.4728190>

- Giacoma, C., Papale, E., & Azzolin, M. (2013). Are land based surveys a useful tool for managing marine species of coastal protected areas? *Diversity*, 5, 15-25. <https://doi.org/10.3390/d5010015>
- Giard, S., Simard, Y., & Roy, N. (2020). Decadal passive acoustics time series of St. Lawrence estuary beluga. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 147(3), 1874-1884. <https://doi.org/10.1121/10.0000922>
- Gilbert, L., Jeanniard-du-Dot, T., Authier, M., Chouvelon, T., & Spitz, J. (2023). Composition of cetacean communities worldwide shapes their contribution to ocean nutrient cycling. *Nature Communications*, 14(5823). <https://doi.org/10.1038/s41467-023-41532-y>
- Goodson, A. D., & Sturtivant, C. R. (1996). Sonar characteristics of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*): source levels and spectrum. *ICES Journal of Marine Science*, 53, 465-472. <https://academic.oup.com/icesjms/article/53/2/465/792885>
- Gosselin, J.-F., Hammill, M. O., & Mosnier, A. (2014). Summer abundance indices of St. Lawrence Estuary beluga (*Delphinapterus leucas*) from a photographic survey in 2009 and 28 line transect surveys from 2001 to 2009. Pêches et Océans Canada, <http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/>
- Gouvernement du Québec. (2025). *Répertoire des Municipalités - Tadoussac (95005)*. <https://www.quebec.ca/gouvernement/portrait-quebec/repertoire-municipalites?field=municipalite&municipalite=95005>
- Gratton, Y., Mertz, G., & Gagné, J.A. (1988). Satellite observations of tidal upwelling and mixing in the St. Lawrence estuary. *Journal of Geophysical Research*. 93(C6). 6947-6954. <https://doi.org/10.1029/JC093iC06p06947>
- Halteman, D. M., & Ryan, W. L. (2019). The effect of group composition on the social behaviors of Beluga whales (*Delphinapterus leucas*) in an artificial environment. *Aquatic Mammals*, 45(3), 303-310. <https://doi.org/10.1578/AM.45.3.2019.303>
- Hammond, P. S., Bearzi, G., Bjørge, A., Forney, K., Karczmarski, L., Kasuya, T., Perrin, W. F., Scott, M. D., Wang, J. Y., Wells, R. S., & Wilson, B. (2008). *Phocoena phocoena*. The IUCN Red List of Threatened Species. Dans *International Union for Conservation of Nature and Natural Resources*. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T17027A6734992.en>
- Harwood, J. (2001). Marine mammals and their environment in the twenty-first century. *Journal of Mammalogy*, 82(3), 630-640. [https://doi.org/10.1644/1545-1542\(2001\)082<0630:MMATEI>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1644/1545-1542(2001)082<0630:MMATEI>2.0.CO;2)

- Harwood, L. A., & Joynt, A. (2009). Factors influencing the Effectiveness of Marine Mammal Observers on Seismic Vessels, with examples from the Canadian Beaufort Sea (Research Document 2009/048). Fisheries and Oceans Canada Canadian Science Advisory Secretariat. https://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/publications/resdocs-docrech/2009/2009_048-eng.htm
- Heide-Jorgensen, M. P., Lassen, H., Teilmann, J., & Davis, R. A. (1993). An Index of the Relative Abundance of Wintering Belugas, *Delphinapterus leucas*, and Narwhals, *Monodon monoceros*, off West Greenland. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50, 2323-2335. <https://doi.org/10.1139/f93-257>
- Hermannsen, L., Ladegaard, M., Tønnesen, P., Malinka, C., Beedholm, K., Tougaard, J., Rojan-Doñate, L., Tyack, P. L., & Madsen, P. T. (2025). High-frequency vessel noise can mask porpoise echolocation. *Journal of Experimental Biology*.228(6). jeb249963. <https://doi.org/10.1242/jeb.249963>
- Hijmans, R. J. (2024). *geosphere: Spherical Trigonometry* (1.5-20). <https://CRAN.R-project.org/package=geosphere>
- Hildebrand, J. A. (2005). Impacts of anthropogenic sound. Dans J. E. Reynolds, W. F. Perrin, R. R. Reeves, S. Montgomery, & T. J. Ragen (Éds.), *Marine Mammal Research: Conservation beyond crisis* (pp. 101-124). The Johns Hopkins University Press. <https://escholarship.org/uc/item/8997q8wj>
- Holdman, A. K., Haxel, J. H., Klinck, H., & Torres, L. G. (2019). Acoustic monitoring reveals the times and tides of harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) distribution off central Oregon, U.S.A. *Marine Mammal Science*, 35(1), 164-186. <https://doi.org/10.1111/mms.12537>
- Hoyt, E., & Iñíguez, M. (2008). *The state of whale watching in Latin America*. Whale and Dolphin Conservation Society. <https://uk.whales.org/wp-content/uploads/sites/6/2018/08/whale-watching-latin-america.pdf>
- International Maritime Organization. (2023). *Revised guidelines for the reduction of underwater radiated noise from shipping to address adverse impacts on marine life*. International Maritime Organization. [https://wwwcdn.imo.org/localresources/en/Documents/MEPC.1-Circ.906%20-%20Revised%20Guidelines%20For%20The%20Reduction%20Of%20Underwater%20Radiated%20NoiseFrom%20Shipping%20To%20Address...%20\(Secretariat\).pdf](https://wwwcdn.imo.org/localresources/en/Documents/MEPC.1-Circ.906%20-%20Revised%20Guidelines%20For%20The%20Reduction%20Of%20Underwater%20Radiated%20NoiseFrom%20Shipping%20To%20Address...%20(Secretariat).pdf)

- International Whaling Commission. (2022). *General Principles for Whale Watching IWC68*. International Whaling Commission. <https://iwc.int/private/downloads/RQjCQUOPdaiCUdz3vUu99g/IWC68-General-Principles-for-WW.pdf>
- Israngkura, A. (2022). Marine resource recovery in Southern Thailand during COVID-19 and policy recommendations. *Marine Policy*, 137(104972), 10. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2022.104972>
- Jacobson, E. K., Forney, K. A., & Barlow, J. (2017). Using paired visual and passive acoustic surveys to estimate passive acoustic detection parameters for harbor porpoise abundance estimates. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 141(1), 219-230. <https://doi.org/10.1121/1.4973415>
- Jensen, F. H., Bejder, L., Wahlberg, M., Aguilar Soto, N., Johnson, M., Madsen, P. T. (2009). Vessel noise effects on delphinid communication. *Marine Ecology Progress Series*. 395, 161-175. <https://doi.org/10.3354/meps08204>
- Jones, A. R., Hosegood, P., Wynn, R. B., De Boer, M. N., Butler-Cowdry, S., & Embling, C. B. (2014). Fine-scale hydrodynamics influence the spatio-temporal distribution of harbour porpoises at a coastal hotspot. *Progress in Oceanography*, 128, 30-48. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2014.08.002>
- Karniski, C., Patterson, E. M., Krzyszczyk, E., Foroughirad, V., Stanton, M. A., & Mann, J. (2015). A comparison of survey and focal follow methods for estimating individual activity budgets of cetaceans. *Marine Mammal Science*, 31(3), 839-852. <https://doi.org/10.1111/mms.12198>
- Keen, E. M., Hendricks, B., Wray, J., Alidina, H., & Picard, C. (2018). Integrating passive acoustic and visual surveys for marine mammals in coastal habitats. *Proceedings of Meetings on Acoustics*, 35(1), 13. <https://doi.org/10.1121/2.0000940>
- Keen, E. M., Wray, J., Hendricks, B., O'Mahony, É., Picard, C. R., & Alidina, H. (2021). Determining marine mammal detection functions for a stationary land-based survey site. *Wildlife Research*, 48(2), 115-126. <https://doi.org/10.1071/WR19232>
- Kimura, S., Akamatsu, T., Wang, K., Wang, D., Li, S., Dong, S., & Arai, N. (2009). Comparison of stationary acoustic monitoring and visual observation of finless porpoises. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 125(1), 547-553. <https://doi.org/10.1121/1.3021302>

- Kiszka, J. J., Woodstock, M. S., & Heithaus, M. R. (2022). Functional roles and ecological importance of small cetaceans in aquatic ecosystems. *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.803173>
- Krasnova, V. V., Prasolova, E. A., Belikov, R. A., Chernetsky, A. D., & Panova, E. M. (2020). Influence of boat tourism on the behaviour of Solovetskiy beluga whales (*Delphinapterus leucas*) in Onega Bay, the White Sea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 30(10), 1-12. <https://doi.org/10.1002/aqc.3369>
- Kuhn, M. (2008). Building Predictive Models in R Using the caret Package. *Journal of Statistical Software*, 28(5), 1-26. <https://doi.org/10.18637/jss.v028.i05>
- Lacroix-Lepage, C. (2018). Analyse spatiale des assemblages de mammifères marins de l'estuaire du Saint-Laurent. [Mémoire de maîtrise]. Université du Québec à Rimouski.
- Lagrois, D., Kowaliski, C., Sénécal, J-F., Martins, C. C. A., & Chion, C. (2023). Low-to-mid-frequency monopole source levels of underwater noise from small recreational vessels in the St. Lawrence estuary beluga critical habitat. *Sensors*. 23(1674). <https://doi.org/10.3390/s23031674>
- Lagrois, D., Martins C. C. A., Sénécal, J-F., Turgeon, S., & Chion, C. (2024). Exploring the efficiency of a source-level model to predict hydrophone-based received noise levels of the St. Lawrence Estuary's merchant fleet. *Ocean Engineering*. 309(118451). <https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2024.118451>
- Lair, S., Couture, É. L., Jones, M. E. B., & Bourque, L. (2023). Health of marine mammals in the St. Lawrence Estuary and Atlantic regions - Investigation of the 2022 unusual mortality events and identification of potential emerging threats for cetaceans and pinnipeds in a changing ecosystem. Canadian Wildlife Health Cooperative. https://www.cwhc-rcsf.ca/docs/technical_reports/Summary%20Report.UME.Final.soumis.pdf
- Lair, S., Measures, L. N., & Martineau, D. (2016). Pathologic findings and trends in Mortality in the beluga (*Delphinapterus leucas*) population of the St Lawrence Estuary, Quebec, Canada, From 1983 to 2012. *Veterinary Pathology*, 53(1), 22-36. <https://doi.org/10.1177/0300985815604726>
- Lammers, M. O., Castellote, M., Small, R. J., Atkinson, S., Jenniges, J., Rosinski, A., Oswald, J. N., & Garner, C. (2013). Passive acoustic monitoring of Cook Inlet beluga whales (*Delphinapterus leucas*). *The Journal of the Acoustical Society of America*, 134(3), 2497-2504. <https://doi.org/10.1121/1.4816575>

- Landis, J. R., & Koch, G. G. (1977). The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. *Biometrics*, 33(1), 159-174. <https://doi.org/10.2307/2529310>
- Lavoie, D., Simard, Y., Benoit, J., Larouche, P., & Thibeault, B. (1996). Distribution des masses d'eau à la tête du chenal laurentien dans l'estuaire du Saint-Laurent aux étés 1994 et 1995 : Rapport technique canadien sur l'hydrographie et les sciences océaniques N°176. Pêches et Océans Canada. <https://publications.gc.ca/site/eng/313796/publication.html>
- Lavoie, D., Simard, Y., & Saucier, F. J. (2000). Aggregation and dispersion of krill at channel heads and shelf edges: the dynamics in the Saguenay-St. Lawrence Marine Park. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(9), 1853-1869. <https://doi.org/10.1139/f00-138>
- Lebon, C., & Lapointe, D. (2018). Community well-being between climate risk and tourism development: Contradictions on the shore of the St. Lawrence Estuary. Dans Grimwood et al. (Éd.), *Tourism and Wellness: Travel for the Good of All?* (p. 173-190). Lexington books. <https://www.researchgate.net/publication/328032114>
- Lemieux-Lefebvre, S., Michaud, R., Lesage, V., & Berteaux, D. (2012). Identifying high residency areas of the threatened St. Lawrence beluga whale from fine-scale movements of individuals and coarse-scale movements of herds. *Marine Ecology Progress Series*, 450, 243-257. <https://doi.org/10.3354/meps09570>
- Lerczak, J. A., & Hobbs, R. C. (1998). Calculating sighting distances from angular readings during shipboard, aerial, and shore-based marine mammal surveys. *Marine Mammal Science*, 14(3). <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.1998.tb00745.x>
- Lesage, V. (2021). The challenges of a small population exposed to multiple anthropogenic stressors and a changing climate: The St. Lawrence Estuary beluga. *Polar Research*, 40(5523), 18. <https://doi.org/10.33265/polar.v40.5523>
- Lesage, V., Barrette, C., Kingsley, M. C. S., & Sjare, B. (1999). The effect of vessel noise on the vocal behavior of belugas in the St. Lawrence River Estuary, Canada. *Marine Mammal Science*, 15(1), 65-84. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.1999.tb00782.x>
- Lesage, V., Gosselin, J. F., Hammill, M., Kingsley, M. C. S., & Lawson, J. (2007). *Ecologically and Biologically Significant Areas (EBSAs) in the Estuary and Gulf of St. Lawrence - A marine mammal perspective*. Canadian Science Advisory Secretariat, Fisheries and Oceans Science. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/328383.pdf>

- Lesage, V., Harvey, V., Tinker, M. T., St-Pierre, A. P., Aulanier, F., Lair, S., Hammill, M., Simard, Y., Brown, T., Mosnier, A., Rioux, È., Cabrol, J., & Gosselin, J.-F. (2024). *Évaluation du potentiel de rétablissement du béluga (Delphinapterus leucas) de l'estuaire du Saint-Laurent*. Pêches et Océans Canada. <http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/>
- Lesage, V., Keays, J., Turgeon, S., & Hurtubise, S. (2006). Bycatch of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in gillnet fisheries of the Estuary and Gulf of St. Lawrence, Canada, 2000-02. *The Journal of Cetacean Research and Management*, 8(1), 67-78. <https://doi.org/10.47536/jcrm.v8i1.703>
- Lesage, V., Lair, S., Turgeon, S., & Beland, P. (2020). Diet of St. Lawrence Estuary Beluga (*Delphinapterus leucas*) in a changing ecosystem. *Canadian Field-Naturalist*, 134(1), 21-35. <https://doi.org/10.22621/cfn.v134i1.2421>
- Luksenburg, J. A., & Parsons, E. C. M. (2009, mai). The effects of aircraft on cetaceans: implications for aerial whalewatching (SC/61/WW2). *Proceedings of the 61st meeting of the international whaling commission*. https://dl1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/35492742/SC-61-WW2_Luksenburg_Parsons_2009_Aircraft_noise.-libre.pdf?1415596770=&response-content-disposition=inline%3B+filename%3DThe_effects_of_aircraft_on_cetaceans_imp.pdf&Expires=1744092712&Signature=JgEhSlnlIp~wRJjZqG1aygr3q-dzQeRWknw3-5LrNZ6c~KtL1NhEOd4QAWVhWcRbBL8bi21~GMQalMlkQ3zq6mspxGX9YTIuyt2NaT2zThntym4WIwyITkEyLuZiR7gT5MfbAAdDUqsbfO2AudOR8VdAv43oleLNks3VNO40L1QxRKnjAwdeRvjbvSI4csQZmhAf4BzZzAzCUn7rgTzXvIXzXqzHghPeiHW2xufdHGUjydIFxM8mV5Bb4jDCSjayJZT4w9VsVOgP~WJysQ0Se6~eXIKZzi0KZiOyH005EHSznX-nD0i-7cfVR9K5hoI~lwmmioNNXmIWULbbHjtAA_&Key-Pair-Id=APKAJLOHF5GGSLRBV4ZA
- Lyamin, O. I., Korneva, S. M., Rozhnov, V. N., & Mukhametov, L. M. (2016). Cardiorespiratory responses to acoustic noise in belugas. Dans A. Popper & A. Hawkins (Éds.), *The Effects of Noise on Aquatic Life II, Advances in Experimental Medicine and Biology* (p. 665-672). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2981-8_80
- Ma, B. B., Nystuen, J. A., & Lien, R.-C. (2005). Prediction of underwater sound levels from rain and wind. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 117(6), 3555-3565. <https://doi.org/10.1121/1.1910283>

- Macaulay, J. D. J. (2020). Passive Acoustic Monitoring of Harbour Porpoise Behaviour, Distribution and Density in Tidal Rapid Habitats [Thèse de doctorat]. University of St. Andrews.
- MacLeod, C. D., Mandleberg, L., Schweder, C., Bannon, S. M., & Pierce, G. J. (2008). A comparison of approaches for modelling the occurrence of marine animals. *Hydrobiologia*, 612, 21-32. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9491-0>
- Magera, A. M., Mills Flemming, J. E., Kaschner, K., Christensen, L. B., & Lotze, H. K. (2013). Recovery trends in marine mammal populations. *PloS one*, 8(10), 1-12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0077908>
- Malcolm, C. D., & Penner, H. C. (2011). Behavior of belugas in the presence of whale-watching vessels in Churchill, Manitoba and recommendations for local beluga-watching activities. Dans P. T. Maher, E. J. Stewart, & M. Lück (Éds.), *Polar Tourism: Human, Environmental and Governance Dimensions* (p. 54-79). Cognizant Communication Corporation. <https://people.brandonu.ca/malcolmc/files/2020/02/MalcolmPennerBelugaBoats.pdf>
- Maltais, B., & Pelletier, É. (2018). Le parc marin du Saguenay–Saint-Laurent : création et gestion participative inédite au Canada. *Le Naturaliste canadien*, 142(2), 4-17. <https://doi.org/10.7202/1047144ar>
- Mann, J. (1999). Behavioral sampling methods for cetaceans: A review and critique. *Marine Mammal Science*, 15(1), 102-122. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.1999.tb00784.x>
- Marchand, C., Simard, Y., & Gratton, Y. (1999). Concentration of capelin (*Mallotus villosus*) in tidal upwelling fronts at the head of the Laurentian Channel in the St. Lawrence estuary. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56, 1832-1848. <https://doi.org/10.1139/f99-117>
- Martin, A. R., Smith, T. G., & Cox, O. P. (1998). Dive form and function in belugas *Delphinapterus leucas* of the eastern Canadian High Arctic. *Polar Biology*, 20, 218-228. <https://doi.org/10.1007/s003000050299>
- Martin, M. J., Halliday, W. D., Storrie, L., Citta, J. J., Dawson, J., Hussey, N. E., Juanes, F., Loseto, L. L., MacPhee, S. A., Moore, L., Nicoll, A., O’Corry-Crowe, G., & Insley, S. J. (2023). Exposure and behavioral responses of tagged beluga whales (*Delphinapterus leucas*) to ships in the Pacific Arctic. *Marine Mammal Science*, 39, 387-421. <https://doi.org/10.1111/mms.12978>

- Martins, C. C. A. (2019). Suivi terrestre du béluga à la baie Sainte-Marguerite Conservation et Restauration (CoRe) Protocole de collecte de données (p. 52+vii). Parcs Canada.
- Martins, C. C. A., & Bernier-Breton, C. (2020). Suivi terrestre - Espèces en péril - Centre de Découverte du Milieu Marin (CDMM) - Conservation et Restauration (CoRe) - Protocole de collecte de données. (p.35 + xxv). Parcs Canada.
- McGuire, T. L., Stephens, A. D., McClung, J. R., Garner, C. D., Sheldon, K. E. W., Boor, G. K. H., & Wright, B. (2020). Reproductive natural history of endangered Cook Inlet Beluga whales: insights from a long-term photo-identification study. *Polar Biology*, 43, 1851-1871. <https://doi.org/10.1007/s00300-020-02750-y>
- McQuinn, I. H., Lesage, V., Carrier, D., Larrivée, G., Samson, Y., Chartrand, S., Michaud, R., & Theriault, J. (2011). *The Journal of the Acoustical Society of America*. 130(6), 3661-3673. <https://doi.org/10.1121/1.3658449>
- McNemar, Q. (1947). Note on the sampling error of the difference between correlated proportions or percentages. *Psychometrika*, 12(2). <https://doi.org/10.1007/BF02295996>
- Mellinger, D. K., Stafford, K. M., Moore, S. E., Dziak, R. P., & Matsumoto, H. (2007). An overview of fixed passive acoustic observation methods for cetaceans. *Oceanography*. 20(4), 36-45. <https://www.jstor.org/stable/10.2307/24860138>
- Ménard, N. (2009). Science serving conservation in the Saguenay-St. Lawrence Marine Park: How does better knowledge lead to better protection? *Journal of Water Science*, 22(2), 115-123. <https://doi.org/10.7202/037477ar>
- Ménard, N., Turgeon, S., Conversano, M., & Martins, C. C. A. (2022). Sharing the waters: Application of a marine spatial planning approach to conserve and restore the acoustic habitat of endangered beluga whales (*Delphinapterus leucas*) in and around the Saguenay–St. Lawrence Marine Park. *Marine Pollution Bulletin*, 175, 17. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113325>
- Ménard, N., Bonnette, C., Conversano, M., Turgeon, S., & Duquette, S. (2017). *Parc marin du Saguenay-Saint-Laurent - programme de recherche scientifique : besoins et priorités de recherche et de suivi*. Parcs Canada. https://publications.gc.ca/collections/collection_2018/pc/R64-474-2017-fra.pdf

- Mérindol, J., Cauchy, P., St-Onge, G., & Gervaise, C. (2024). Assessment of the St. Lawrence Estuary Soundscape. Dans Popper A.N. et al (Éd.), *The Effects of Noise on Aquatic Life* (p. 539-553). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-50256-9_110
- Migneault, A., Dracott, K., Tregenza, N., & Robinson, C. V. (2025). Reading between the lines: Novel insights on wild Pacific harbour porpoise (*Phocoena phocoena vomerina*) social communication through narrow-band high frequency click trains. *PLoS ONE*. 20(2). e0317727. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0317727>
- Mitchell, E. (1975). *Porpoise, Dolphin and Small Whale Fisheries of the World: Status and problems*. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN). <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/Mono-no.003-En.pdf>
- Morete, M. E., Abras, D., & Martins, C. C. A. (2018). Land-based station studies of aquatic mammals in Latin America: Understanding behavior for conservation. Dans M. R. Rossi-Santos & C. W. Finkl (Éds.), *Advances in Marine Vertebrate Research in Latin America* (Vol. 22, p. 77-112). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-56985-7_4
- Mosnier, A., Larocque, R., Lebeuf, M., Gosselin, J. F., Dubé, S., Lapointe, V., Lesage, V., Lefaivre, D., Senneville, S., & Chion, C. (2016). *Définition et caractérisation de l'habitat du béluga (Delphinapterus leucas) de l'estuaire du Saint-Laurent selon une approche écosystémique*. Pêches et Océans Canada, Secrétariat canadien de consultation scientifique. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.18425.90728>
- MPO. (2012). *Programme de rétablissement du béluga (Delphinapterus leucas), population de l'estuaire du Saint-Laurent au Canada, Série de Programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril*. Pêches et Océans Canada. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril/programmes-retablissement/beluga-population-estuaire-saint-laurent.html>
- MPO. (2020). *Plan d'action pour réduire l'impact du bruit sur le béluga (Delphinapterus leucas) et les autres mammifères marins en péril de l'estuaire du Saint-Laurent. Série de Plans d'action de la Loi sur les espèces en péril*. Pêches et Océans Canada. https://wildlife-species.canada.ca/species-risk-registry/virtual_sara/files/plans/Ap_Bruit-Noise-EstuaireStLawr-v00-2020Fev-Fra.pdf

- MPO. (2024a). *Document d'information sur le bruit sous-marine et ses impacts*. Pêches et Océans Canada. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/41255975.pdf>
- MPO. (2024b). *Stratégie canadienne sur le bruit sous-marin: Une approche coordonnée pour réduire au minimum les répercussions sur la vie marine: Ébauche aux fins d'examen*. Pêches et Océans Canada. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/41255999.pdf>
- NAMMCO. (2019). *Report of the NAMMCO Scientific Committee Working Group on Harbour Porpoise*. North Atlantic Marine Mammal Commission. https://nammco.no/wp-content/uploads/2019/02/final-report_hpwg-2019.pdf
- Nelms, S. E., Alfaro-Shigueto, J., Arnould, J. P. Y., Avila, I. C., Nash, S. B., Campbell, E., Carter, M. I. D., Collins, T., Currey, R. J. C., Domit, C., Franco-Trecu, V., Fuentes, M. M. P. B., Gilman, E., Harcourt, R. G., Hines, E. M., Hoelze, A. R., Hooker, S. K., Kelkar, N., Kiszka, J. J., ... Godley, B. J. (2021). Marine mammal conservation: over the horizon. *Endangered Species Research*, 44, 291-325. <https://doi.org/10.3354/ESR01115>
- Nowacek, D. P., Thorne, L., Johnston, D., & Tyack, P. (2007). Responses of cetaceans to anthropogenic noise. *Mammal Review*, 37(2), 81-115. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2007.00104>
- Nowacek, D. P., Christiansen, F., Bejder, L., Goldbogen, J. A., & Friedlaender, A. S. (2016). Studying cetacean behaviour: new technological approaches and conservation applications. *Animal Behaviour*, 120, 235-244. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2016.07.019>
- Nuuttila, H. K. (2015). *Review of cetacean monitoring guidelines for Welsh wave and tidal energy developments*. SEACAMS Project, Swansea University. https://www.marineenergywales.co.uk/wp-content/uploads/2016/01/SEACAMS-Nuuttila_Marine-mammal-guideline-review_final-report-2015.pdf
- Oakley, J. A., Williams, A. T., & Thomas, T. (2017). Reactions of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) to vessel traffic in the coastal waters of South West Wales, UK. *Ocean and Coastal Management*, 138, 158-169. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.01.003>
- O'Connor, S., Campbell, R., Cortez, H., & Knowles, T. (2009). *Whale Watching Worldwide: tourism numbers, expenditures and expanding economic benefits, a special report from the International Fund for Whale Watching Worldwide*. International Fund for Animal Welfare. https://www.mmc.gov/wp-content/uploads/whale_watching_worldwide.pdf

- O'corry-Crowe, G., Lucey, B., Castellote, M., & Stafford, K. (2009). *Abundance, Habitat use and Behavior of Beluga whales in Yakutat Bay, May 2008, as revealed by Passive Acoustic Monitoring, Visual observations and Photo-ID*. Protected Resources Division Alaska Regional Office, National Marine Fisheries Services. National Oceanic and Atmospheric Administration. https://www.researchgate.net/profile/Kathleen-Stafford-2/publication/237584798_Abundance_habitat_use_and_behavior_of_beluga_whales_in_Yakutat_Bay_May_2008_as_revealed_by_passive_acoustic_monitoring_visual_observations_and_photo_ID/links/583358fc08aef19cb81cb1c8/Abundance-habitat-use-and-behavior-of-beluga-whales-in-Yakutat-Bay-May-2008-as-revealed-by-passive-acoustic-monitoring-visual-observations-and-photo-ID.pdf
- O'Corry-Crowe, G. M. (2009). Beluga whale *Delphinapterus leucas*. Dans W. F. Perrin, B. Würsig, & J. G. M. Thewissen (Éds.), *Encyclopedia of Marine Mammals (Second Edition)* (p. 108-112). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-373553-9.00030-4>
- Ogle, D. H., Doll, J. C., Powell Wheeler, A., & Dinno, A. (2023). *FSA: Simple Fisheries Stock Assessment Methods* (0.9.5). <https://CRAN.R-project.org/package=FSA>
- Oliveira-Rodrigues, C., Correia, A. M., Valente, R., Gil, A., Gandra, M., Liberal, M., Rosso, M., Pierce, G., Sousa-Pinto, I. (2022). Assessing data bias in visual surveys from a cetacean monitoring programme. *Scientific Data*. 9(1). <https://doi.org/10.1038/s41597-022-01803-7>
- Ostertagová, E., Ostertag, O., & Kováč, J. (2014). Methodology and application of the Kruskal-Wallis test. *Applied Mechanics and Materials*, 611, 115-120. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMM.611.115>
- Ouellet, J. F., Michaud, R., Moisan, M., & Lesage, V. (2021). Estimating the proportion of a beluga population using specific areas from connectivity patterns and abundance indices. *Ecosphere*, 12(6). <https://doi.org/10.1002/ecs2.3560>
- Panova, E. M., Belikov, R. A., Agafonov, A. V., & Bel'kovich, V. M. (2012). The relationship between the behavioral activity and the underwater vocalization of the beluga whale (*Delphinapterus leucas*). *Oceanology*, 52(1), 79-87. <https://doi.org/10.1134/S000143701201016X>

- Parsons, E. C. M., Baulch, S., Bechshoft, T., Bellazzi, G., Bouchet, P., Cosentino, A. M., Godard-Coding, C. A. J., Gulland, F., Hoffmann-Kuhnt, M., Hoyt, E., Livermore, S., MacLeod, C. D., Matrai, E., Munger, L., Ochiai, M., Peyman, A., Recalde-Salas, A., Regnery, R., Rojas-Braco, L., ... & Sutherland, W. J. (2015). Key research questions of global importance for cetacean conservation. *Endangered Species Research*. 27, 113-118. <https://doi.org/10.3354/esr00655>
- Parsons, M. J. G., Erbe, C., Meekan, M. G., & Parsons, S. K. (2021). A review and meta-analysis of underwater noise radiated by small (<25 m length) vessels. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(827). <https://doi.org/10.3390/jmse9080827>
- Pebesma, E. (2018). Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. *The R Journal*, 10(1), 439-446. <https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009>
- Pebesma, E., & Bivand, R. (2023). *Spatial Data Science: With applications in R*. Chapman and Hall/CRC. <https://doi.org/10.1201/9780429459016>
- Pembury Smith, M. Q. R., & Ruxton, G. D. (2020). Effective use of the McNemar test. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 74(133), 9. <https://doi.org/10.1007/s00265-020-02916-y>
- Pirrota, E., Merchant, N. D., Thompson, P. M., Barton, T. R., & Lusseau, D. (2015). Quantifying the effect of boat disturbance on bottlenose dolphin foraging activity. *Biological Conservation*. 181. 82-89. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.11.003>
- Pirotta, V., Grech, A., Jonsen, I. D., Laurance, W. F., Harcourt, R. G. (2019). Consequences of global shipping traffic for marine giants. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 17(1). 39-47. <https://doi.org/10.1002/fee.1987>
- Piwetz, S., Gailey, G., Munger, L., Lammers, M. O., Jefferson, T. A., & Würsig, B. (2018). Theodolite tracking in marine mammal research: From Roger Payne to the present. *Aquatic Mammals*, 44(6), 683-693. <https://doi.org/10.1578/AM.44.6.2018.683>
- PMSSL. (2010). *Plan directeur du parc marin du Saguenay–Saint-Laurent*. Parc marin du Saguenay–Saint-Laurent. <https://parcs.canada.ca/amnc-nmca/qc/saguenay/info/plan/gestion-management>
- PMSSL. (2023). *Surveiller pour mieux protéger: Programme de surveillance de la viabilité écologique 2023*. Parc marin du Saguenay–Saint-Laurent. https://parcmarin.qc.ca/wp-content/uploads/2023/10/Programme-Surveillance_FR.pdf

- PMSSL. (2024a). *Projet d'agrandissement du parc marin du Saguenay-Saint-Laurent: Document d'information*. Équipe du projet d'agrandissement du parc marin du Saguenay–Saint-Laurent, ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs du Québec, Parcs Canada, Sépaq. <https://parcmarin.qc.ca/consultations/wp-content/uploads/sites/10/2024/10/document-dinformation-2024.pdf>
- PMSSL. (2024b). *Projet d'agrandissement du parc marin du Saguenay–Saint-Laurent : Portrait du territoire 2024*. Équipe du projet d'agrandissement du parc marin du Saguenay–Saint-Laurent, ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs du Québec, Parcs Canada, Sépaq. <https://parcmarin.qc.ca/consultations/wp-content/uploads/sites/10/2024/10/portrait-du-territoire-2024.pdf>
- Popper, A., & Hawkins, A. (Eds.). (2016). *Advances in experimental medicine and biology: The effects of noise on aquatic life II* (A. Popper & A. Hawkins, Éd.; Vol. 875). Springer. <http://www.springer.com/series/5584>
- Prideaux, G. (2017). Technical support information to the CMS family guidelines on environmental impact assessment for marine noise-generating activities. Convention on migratory species. https://www.un.org/depts/los/general_assembly/noise/noise_files/CMS_tsi.pdf
- Pyle, P. (2007). *Standardizing at-sea monitoring programs for marine birds, mammals, other organisms, debris, and vessels, including recommendations for West-coast national marine sanctuaries; Integration of a multi-sanctuary ecosystem observation effort: Gulf of the Farallones, Cordell Bank, and Monterey Bay national marine sanctuaries*. The Institute for Bird Populations. https://sanctuarysimon.org/regional_docs/monitoring_projects/84_doc3.pdf
- Python Software Foundation. (2023). *Python* (3.12.9). Python Software Foundation.
- Qiu, J., Wang, D., Li, S., Wang, K., & Mei, Z. (2025). Reduced shipping during COVID-19 enhanced the diurnal feeding activities of a small odontocete: implications of modern anthropogenic activities. *National Science Review*, 12(nwae476), 4. <https://doi.org/10.1093/nsr/nwae476>
- Quaggiotto, M. M., Sánchez-Zapata, J. A., Bailey, D. M., Payo-Payo, A., Navarro, J., Brownlow, A., Deaville, R., Lambertucci, S. A., Selva, N., Cortés-Avizanda, A., Hiraldo, F., Donázar, J. A., & Moleón, M. (2022). Past, present and future of the ecosystem services provided by cetacean carcasses. *Ecosystem Services*, 54, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2022.101406>

- R Core Team. (2024). *R: A language and environment for statistical computing* (2024.12.0+467). R Foundation for Statistical Computing.
- Reeves, R. R. (2009). Hunting of marine mammals. Dans W. F. Perrin, B. Würsig, & J. G. M. Thewissen (Éds.), *Encyclopedia of Marine Mammals* (Second edition). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-373553-9.00136-X>
- Règlement sur les mammifères marins (DORS/93-56) (1993). Gouvernement du Canada, Ministère de la Justice. <https://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-93-56/>
- Roberts, L., Collier, S., Law, S., & Gaion, A. (2019). The impact of marine vessels on the presence and behaviour of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the waters off Berry Head, Brixham (South West England). *Ocean and Coastal Management*, 179(104860). <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.104860>
- Rocha, R. C., Clapham, P. J., & Ivashchenko, Y. V. (2014). Emptying the oceans: A summary of industrial whaling catches in the 20th century. *Marine Fisheries Review*, 76(4), 37-48. <https://doi.org/10.7755/MFR.76.4.3>
- Roman, J., Abraham, A. J., Kiszka, J. J., Costa, D. P., Doughty, C. E., Friedlaender, A., Hückstädt, L. A., Marcondes, M., Wetsel, E., & Pershing, A. J. (2025). Migrating baleen whales transport high-latitude nutrients to tropical and subtropical ecosystems. *Nature Communications*, 16(2125). <https://doi.org/10.1038/s41467-025-56123-2>
- Roman, J., Estes, J. A., Morissette, L., Smith, C., Costa, D., McCarthy, J., Nation, J. B., Nicol, S., Pershing, A., & Smetacek, V. (2014). Whales as marine ecosystem engineers. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(7), 377-385. <https://doi.org/10.1890/130220>
- Ross, S. R. P. J., O'Connell, D. P., Deichmann, J. L., Desjonquères, C., Gasc, A., Phillips, J. N., Sethi, S. S., Wood, C. M., & Burivalova, Z. (2023). Passive acoustic monitoring provides a fresh perspective on fundamental ecological questions. *Functional Ecology*, 37, 959-975. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.14275>
- Rugh, D. J., Ferrero, R. C., & Dahlheim, M. E. (1990). Inter-observer count discrepancies in a shore-based census of gray whales (*Eschrichtius robustus*). *Marine Mammal Science*. 6(2). 109-120. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.1990.tb00233.x>

- Ryan, C., Cucknell, A. C., Romagosa, M., Boisseau, O., Moscrop, A., Frantzis, A., & McInaghan, R. (2014). *A visual and acoustic survey for marine mammals in the Eastern Mediterranean Sea during summer 2013*. Marine Conservation Research International. <https://www.marineconservationresearch.co.uk/wp-content/Downloads/A%20visual%20and%20acoustic%20survey%20for%20marine%20mammals%20in%20the%20Eastern%20Mediterranean%20Sea%20during%20summer%202013%20-%20Final%20report.pdf>
- Savenkoff, C., Gagné, J. A., Gilbert, M., Castonguay, M., Chabot, D., Chassé, J., Comtois, S., Dutil, J-D., Galbraith, P. S., Gosselin, J-F., Grégoire, F., Larocque, R., Larouche, P., Lavoie, D., Lebeuf, M., Lesage, V., Maps, F., McQuinn, I. H., Mosnier, A., ... & Starr, M. (2016). Le concept d'approche écosystémique appliqué à l'estuaire maritime du Saint-Laurent (Canada). *Environmental Reviews*. 25(1), 26-96. <https://doi.org/10.1139/er-2015-0083>
- Scheifele, P. M., Andrew, S., Cooper, R., Darre, M., Musiek, F. E., & Max, L. (2005). Indication of a Lombard vocal response in the St. Lawrence River beluga. *The Journal of the Acoustical Society of America*. 117(3). 1486-1492. <https://doi.org/10.1121/1.1835508>
- Schevill, W. E., & Lawrence, B. (1949). Underwater listening to the white porpoise (*Delphinapterus leucas*). *Science*, 109, 143-144. <https://doi.org/10.1126/science.109.2824.143>
- Schoeman, R. P., Patterson-Abrolat, C., Plön, S. (2020). Aglobal review of vessel collisions with marine animals. *Frontiers in Marine Science*. 7(292). <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00292>
- Senigaglia, V., Christiansen, F., Bejder, L., Gendron, D., Lundquist, D., Noren, D. P., Schaffar, A., Smith, J. C., Williams, R., Martinez, E., Stockin, K., & Lusseau, D. (2016). Meta-analyses of whale-watching impact studies: Comparisons of cetacean responses to disturbance. *Marine Ecology Progress Series*. 542. 251-263. <https://doi.org/10.3354/meps11497>
- Simard, Y. (2009). Le parc marin du Saguenay–Saint-Laurent: processus océanographiques à la base de ce site unique d'alimentation des baleines du Nord-Ouest Atlantique. *Journal of Water Science*, 22(2), 177-197. <https://doi.org/10.7202/037481ar>
- Simard, Y., Giard, S., Roy, N., Aulanier, F., & Lesage, V. (2023). Mesoscale habitat use by St. Lawrence estuary beluga over the annual cycle from an acoustic recording network. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 154(2), 635-649. <https://doi.org/10.1121/10.0020534>

- Simard, Y., Lavoie, D., & Saucier, F. J. (2022). From plankton to whales: Oceanography of a traditional whale feeding ground and marine park in the St. Lawrence estuary. *ICES CM 2002/N:14 Theme Session on Environmental Influences on Trophic Interactions*, 12. <https://doi.org/10.1139/f00-138>
- Simard, Y., Loseto, L., Gautier, S., & Roy, N. (2014). Monitoring beluga habitat use and underwater noise levels in the Mackenzie Estuary: Application of passive acoustics in summers 2011 and 2012. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences. 3068. Fisheries and Oceans Canada. <https://publications.gc.ca/site/eng/9.579158/publication.html>
- Simard, Y., Roy, N., Giard, S., Gervaise, C., Conversano, M., & Ménard, N. (2010). Estimating whale density from their whistling activity: Example with St. Lawrence beluga. *Applied Acoustics*, 71, 1081-1086. <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2010.05.013>
- Simon, M., Nuuttila, H., Reyes-Zamudio, M. M., Ugarte, F., Verfub, U., & Evans, P. G. H. (2010). Passive acoustic monitoring of bottlenose dolphin and harbour porpoise, in Cardigan Bay, Wales, with implications for habitat use and partitioning. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 90(8), 1539-1545. <https://doi.org/10.1017/S0025315409991226>
- Širović, A., & Kendall, L. S. (2009). *Passive acoustic monitoring of Cook Inlet beluga whales Analysis report*. Department of Environmental Science of the Alaska Pacific University. <https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=188c4acefddd027e33a57267ae4b09d282ae596>
- Sjare, B. L., & Smith, T. G. (1986a). The relationship between behavioral activity and underwater vocalizations of the white whale *Delphinapterus leucas*. *Canadian Journal of Zoology*, 64, 2824-2831. <https://doi.org/10.1139/z86-406>
- Sjare, B. L., & Smith, T. G. (1986b). The vocal repertoire of white whales, *Delphinapterus leucas*, summering in Cunningham Inlet, Northwest Territories. *Canadian Journal of Zoology*, 64, 407-415. <https://doi.org/10.1139/z86-063>
- Smith, H. R., Zitterbart, D. P., Norris, T. F., Flau, M., Ferguson, E. L., Jones, C. G., Boebel, O., & Moulton, V. D. (2020). A field comparison of marine mammal detections via visual, acoustic, and infrared (IR) imaging methods offshore Atlantic Canada. *Marine Pollution Bulletin*, 154. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111026>

- Sørensen, P. M., Wisniewska, D. M., Jensen, F. H., Johnson, M., Teilmann, J., & Madsen, P. T. (2018). Click communication in wild harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Scientific Reports*, 8(9702). <https://doi.org/10.1038/s41598-018-28022-8>
- Sorriba, V., Lujan, L., Santos, V. D. los, Stern, A. W., Grosso, F. R. V., & Damián, J. P. (2021). Comparison between digital radiography and computed tomography for the detection of metal fragments in postmortem examined pinniped skulls. *Aquatic Mammals*, 47(4), 321-329. <https://doi.org/10.1578/AM.47.4.2021.321>
- Sousa-Lima, R. S., Norris, T. F., Oswald, J. N., & Fernandes, D. P. (2013). A review and inventory of fixed autonomous recorders for passive acoustic monitoring of marine mammals. *Aquatic Mammals*, 39(1), 23-53. <https://doi.org/10.1578/AM.39.1.2013.23>
- Species at Risk Act, 107 (2002). Government of Canada, Department of Justice and Laws. <https://laws.justice.gc.ca/eng/acts/s-15.3/>
- Stahle, L., & Wold, S. (1989). Analysis of Variance (ANOVA). *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 6, 259-272.
- Stern, J. (2009). Migration and movement patterns. Dans W.F. Perrin, B. Würsig & J.G.M. Thewissen (Éds). *Encyclopedia of Marine Mammals, Second Edition* (p.726-730). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-373553-9.00168-1>
- Sumanapala, D., & Wolf, I. D. (2024). Status and future directions of cetacean watching tourism: A comparative systematic review of Australia and South and East Asia. *Regional Studies in Marine Science*, 77. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103645>
- Tamura, T., & Ohsumi, S. (2000). *Regional assessments of prey consumption by marine cetaceans in the world*. The Institute of Cetacean Research. <https://www.icrwhale.org/pdf/SC-52-E6.pdf>
- Teilmann, J. (2003). Influence of sea state on density estimates of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Journal of Cetacean Research and Management*, 5(1), 85-92. <https://doi.org/10.47536/jcrm.v5i1.830>
- The MathWorks Inc. (2021). *Matlab* (R2021b).

- Tinker, M. T., Mosnier, A., St-Pierre, A. P., Gosselin, J-F., Lair, S., Michaud, R., & Lesage, V. (2024). *An integrated population model for St. Lawrence estuary belugas (Delphinapterus leucas)*, Research document 2023/047. Fisheries and Oceans Canada, Canadian Science Advisory Secretariat. <https://open-science.canada.ca/items/9de91080-8fb5-4a3e-b92f-6444f54bbae1>
- Todd, N. R. E., Jessopp, M., Rogan, E., & Kavanagh, A. S. (2022). Extracting foraging behavior from passive acoustic monitoring data to better understand harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) foraging habitat use. *Marine Mammal Science*, 1-20. <https://doi.org/10.1111/mms.12951>
- Todd, N. R. E., Kavanagh, A. S., Jessopp, M. J., Verboom, W., & Rogan, E. (2025). Can you hear me? Playback experiment highlights detection range differences between commonly used PAM devices: C-POD, F-POD and SoundTrap. *PLoS ONE*. 20(4). e0320925. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0320925>
- Tougaard, J., Wright, A. J., & Madsen, P. T. (2015). Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises. *Marine Pollution Bulletin*, 90, 196-208. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.10.051>
- Turgeon, S. (2019). *Portrait de la navigation dans le parc marin du Saguenay–Saint-Laurent* 2017. Parcs Canada. https://publications.gc.ca/collections/collection_2021/pc/R64-556-2019-fra.pdf
- Turgeon, S., Martins, C. C. A., Bégin-Marchand, C., Chartrand, C., & Ménard, N. (2025). Automatic Identification System vessel tracking data reports to promote conservation and restoration of the St. Lawrence Estuary beluga habitat. *Marine Policy*, 172, 8. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2024.106494>
- Tyack, L. P. (2017). Marine mammal acoustic behavior. *Acoustics Today*. 13(2). 44-51. <https://acousticstoday.org/wp-content/uploads/2017/06/2-tyack.pdf>
- Union Européenne. (2024). Communication de la Commission relative aux valeurs seuils établies au titre de la directive-cadre «stratégie pour le milieu marin» 2008/56/CE et de la décision (UE) 2017/848 de la Commission. Dans *Communication*. Official Journal of the European Union.
- Van Beest, F., Teilmann, J., Dietz, R., Galatius, A., Mikkelsen, L., Stalder, D., Sveegard, S., Nabe-Nielsen, J. (2018). Environmental drivers of harbour porpoise fine-scale movements. *Marine Biology*, 165(95). <https://doi.org/10.1007/s00227-018-3346-7>

- Van Parijs, S. M., Baumgartner, M., Cholewiak, D., Davis, G., Gedamke, J., Gerlach, D., Haver, S., Hatch, J., Hatch, L., Hotchkiss, C., Izz, A., Klinck, H., Matzen, E., Risch, D., Silber, G. K., & Thompson, M. (2015). NEPAN: A U.S. Northeast passive acoustic sensing network for monitoring, reducing threats and the conservation of marine animals. *Marine Technology Society Journal*, 49(2), 70-86. <https://doi.org/10.4031/MTSJ.49.2.16>
- Verfuss, U. K., Gillespie, D., Gordon, J., Marques, T. A., Miller, B., Plunkett, R., Theriault, J. A., Tollit, D. J., Zitterbart, D. P., Hubert, P., & Thomas, L. (2018). Comparing methods suitable for monitoring marine mammals in low visibility conditions during seismic surveys. *Marine Pollution Bulletin*, 126, 1-18. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.034>
- Vergara, V. (2011). *Acoustic communication and vocal learning in Belugas (Delphinapterus leucas)* [Thèse de doctorat], The University of British Columbia. <https://open.library.ubc.ca/soa/cIRcle/collections/ubctheses/24/items/1.0071602>
- Vergara, V., Mikus, M. A., Chion, C., Lagrois, D., Marcoux, M., & Michaud, R. (2025). Effects of vessel noise on beluga (*Delphinapterus leucas*) call type use: ultrasonic communication as an adaptation to noisy environments? *Biology Open*, 14(bio061783). <https://doi.org/10.1242/bio.061783>
- Vergara, V., Wood, J., Lesage, V., Ames, A., Mikus, M. A., & Michaud, R. (2021). Can you hear me? Impacts of underwater noise on communication space of adult, sub-adult and calf contact calls of endangered St. Lawrence belugas (*Delphinapterus leucas*). *Polar Research*, 40, 19. <https://doi.org/10.33265/polar.v40.5521>
- Wenz, G. M. (1962). Acoustic ambient noise in the ocean: Spectra and sources. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 34(12), 1936-1956. <https://doi.org/https://doi.org/10.1121/1.1909155>
- Westdal, K. H., Richard, P. R., Sportelli, J., Gillis, E., & Ferguson, S. H. (2023). Beluga whale (*Delphinapterus leucas*) behaviour in the presence of whale-watching vessels. *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.891003>
- Westell, A., Sakai, T., Valtierra, R., Van Parijs, S. M., Cholewiak, D., & DeAngelis, A. (2002) Sperm whale acoustic abundance and dive behaviour in the western North Atlantic. *Scientific Reports*. 12(16821). <https://doi.org/10.1038/s41598-022-20868-3>

- Westgate, A., Read, A., Berggren, P., Koopman, H. N. & Gaskin, D. (1995). Diving behaviour of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 52. 1064-1073. <https://doi.org/10.1139/f95-104>
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New-York. <https://ggplot2.tidyverse.org>
- Williamson, L. D., Brookes, K. L., Scott, B. E., Graham, I. M., & Thompson, P. M. (2017). Diurnal variation in harbour porpoise detection-potential implications for management. *Marine Ecology Progress Series*, 570, 223-232. <https://doi.org/10.3354/meps12118>
- Wisniewska, D. M. M., Johnson, M., Teilmann, J., Rojano-Doñate, L., Shearer, J., Sveegaard, S., Miller, L. A. A., Siebert, U., & Madsen, P. T. T. (2016). Ultra-high foraging rates of harbor porpoises make them vulnerable to anthropogenic disturbance. *Current Biology*, 26, 1441-1446. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2016.03.069>
- Wisniewska, D. M. M., Johnson, M., Teilmann, J., Siebert, U., Galatius, A., Dietz, R., & Madsen, P. T. (2018). High rates of vessel noise disrupt foraging in wild harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285, 10. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2314>
- Wood, J. D. (2010). Marine mammal species conservation: A review of developments in the uses of acoustics. *Journal of International Wildlife Law and Policy*, 13(4), 311-325. <https://doi.org/10.1080/13880292.2010.524582>
- Wright, A. J., Akamatsu, T., Mouritsen, K. N., Sveegaard, S., Dietz, R., & Teilmann, J. (2017). Silent porpoise: potential sleeping behaviour identified in wild harbour porpoises. *Animal Behaviour*, 133, 211-222. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2017.09.015>
- Würsig, B., Perrin, W. F., & Thewissen, J. G. M. (2018). History of marine mammal research. Dans B. Würsig, J. G. M. Thewissen, & K. M. Kovacs (Éds.), *Encyclopedia of Marine Mammals, Third Edition* (p. 472-477). Elsevier, Academic press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804327-1.00150-3>
- Young, R. F., & Peace, S. (1999). Using simultaneous counts by independent observers to correct for observer variability and missed sightings in a shore-based survey of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*. *The Journal of Cetacean Research and Management*. 1(3). 279-287. <https://doi.org/10.47536/jcrm.v1i3.480>

- Zein, B., Woelfing, B., Dähne, M., Schaffeld, T., Ludwig, S., Rye, J. H., Baltzer, J., Ruser, A., & Siebert, U. (2019). Time and tide: Seasonal, diel and tidal rhythms in Wadden Sea Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *PLoS ONE*, 14(3). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0213348>
- Zimmer, W. M. X. (2011). *Passive acoustic monitoring of cetaceans*. Cambridge University Press.
- Zippenfenig, P. (2023). *Open-Meteo.com Weather API*. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.7970649>
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). GLM and GAM for absence-presence and proportional data. Dans *Mixed effects models and extensions in ecology with R. Statistics for Biology and Health* (p. 245-259). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6>

