



Université du Québec
à Rimouski

**Dynamique récente et environnement sédimentaire
contemporain d'un marais salé en érosion dans l'estuaire moyen
du Saint-Laurent**

Mémoire présenté
dans le cadre du programme de maîtrise en océanographie
en vue de l'obtention du grade de maître ès sciences

PAR
© ÉLÉONORE DANSEREAU-MACIAS

Juillet 2025

Composition du jury :

David Didier, président du jury, UQAR

Luc Sirois, directeur de recherche, UQAR

Gwénaëlle Chaillou, codirectrice de recherche, UQAR-ISMER

Christian Nozais, codirecteur de recherche, UQAR

Michelle Garneau, examinatrice externe, UQÀM

Dépôt initial le 9 décembre 2024

Dépôt final le 23 juillet 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.

« While humans may prefer to see their waterfront property stay in place, sediment is naturally constantly moving from one place to another [...]. Should therefore, one human be permitted to lock that sediment in place? » *Jana Davis, Living Shorelines*

« Où vas-tu ma tête ? Je vais dans la nature. » *Dans la nature, Avec pas d'casque*

REMERCIEMENTS

Ce projet de maîtrise est le fruit d'un long parcours cahoteux, mais ô combien formateur. Un grand merci à mon comité de direction, qui m'a guidée et encadrée tout au long de cette aventure, me permettant de canaliser mes intérêts variés et ma tendance à « vouloir tout faire tout de suite ». Merci Luc pour ta patience, tes conseils et ta disponibilité, ton approche très terrain et ta passion pour les plantes me suivront longtemps, merci Christian pour ta générosité en temps et en ressources, merci finalement Gwénaëlle pour toutes les opportunités incroyables auxquelles tu m'as donné accès durant ma formation en océanographie, ton dynamisme, ta rigueur et ton enseignement m'ont profondément marquée. Un merci particulier à Michelle Garneau, une professeure incroyable et inspirante, qui m'a non seulement transmis la passion des milieux humides et des marais salés, mais également suggérée initialement de contacter Gwénaëlle pour une maîtrise.

Je conserverai à jamais une place dans mon cœur pour toutes les personnes qui, de près ou de loin, ont donné généreusement de leur temps pour ce projet aux nombreux terrains « boueux » et aux objectifs parfois flous. Ma maîtrise n'aurait pas eu lieu sans le travail de Carole-Anne Guay, Laurianne Belles-Îles, Olivier Lessard, Isabelle Tessier, Maëlys Bockhoff et Félix Cloutier-Artiwat. Merci également à Gwendoline Tommi-Morin, Ludovic Pascal et Brigitte Légaré pour leur support autant moral que technique, vos expériences et conseils ont été essentiels à mon parcours.

Un immense merci à toutes les personnes techniciennes de l'UQAR, de l'ISMER et de l'UQÀM, Quentin Beauvais, Pascal Sirois, Dominique Lavallée, Steeven Ouellet et Agnieszka Adamowicz. Sans vous, les nombreuses analyses en chimie, biologie et géologie n'auraient pas eu lieu ou n'auraient pas été interprétées.

J'ai eu l'immense privilège de collaborer avec plusieurs professeurs et auxiliaires de recherche durant ma maîtrise, merci à tous·tes ces spécialistes de leur domaine respectif qui ont pris le temps de m'expliquer les concepts clés nécessaire à la compréhension de systèmes aussi complexes que les marais salés. Merci donc à Fanny Noisette, André Pellerin et Urs Neueimer (ISMER), Pascal Bernatchez, David Didier, Charles Béland et Didier Eustache-Létourneau (UQAR) ainsi que Gabriel Magnan (UQÀM).

Finalement, déménager à Rimouski et y commencer une maîtrise a été un véritable saut dans le vide, merci à mes proches, amis·es, parents et grands-parents qui m'ont offert un soutien indéfectible ces trois dernières années. Sans Bernadette, Marion, Dominique, Camille, Étienne, Catherine, Thomas, Pierre, Katia, Cécile, Guy, Alice, Guido, ce travail n'aurait jamais abouti. Finalement, merci à l'équipe de la coopérative des Bains Publics, qui m'a offert un projet en parallèle de ma maîtrise, me permettant d'y concentrer mon énergie créative et sociale, je me sens réellement choyée de pouvoir ainsi coupler ainsi mes passions pour la science et la culture.

Reconnaissance territoriale

Je souhaite reconnaître que le terrain et la rédaction de ce projet de maîtrise s'est déroulé sur le territoire ancestral non cédé du Wolastokuk de la première nation Wolastoqiyik Wahsipekuk. Cette recherche n'inclut pas malheureusement le savoir ancestral de cette première nation, ce qui aurait été essentiel à une démarche de réconciliation avec les peuples autochtones. Je reconnaît également que cette recherche s'est déroulée dans une institution académique qui s'inscrit dans un système issu de la colonisation et dont les effets sont encore ressentis aujourd'hui (Cornellier et al., 2024).

AVANT-PROPOS

Ce projet s'inscrit dans le projet interdisciplinaire « Analyse, modélisation et suivi des interactions entre le brise-lames et la dynamique sédimentaire et végétale du marais le long de l'autoroute 20 à Rivière-du-Loup CC 26.1 » financé par le ministère du Transport et de la mobilité durable (chercheur principal : D. Didier, Département de biologie, chimie et géographie, UQAR). Ce projet incluait également une étudiante à la maîtrise en géographie, F. Zouaghi, et un chercheur postdoctoral, C. Caulet. Les résultats de ce projet ont été présentés à plusieurs reprises aux regroupements annuels de Québec-Océan ainsi qu'au ministère des Transports et de la Mobilité Durable du Québec (MTMD).

Présentations sous forme d'affiche scientifique

Dansereau- Macias, É., Sirois, L., Chaillou, G., Nozais, C., Magnan, G, Didier, D. (Février 2024). Le stockage accru de carbone dans un marais salé protégé par un brise-lames ne compense pas pour la réduction récente de sa superficie. Affiche présentée à la Réunion Scientifique Annuelle de Québec-Océan. Rivière-du-Loup, Québec, Canada.

Dansereau- Macias, É., Sirois, L., Chaillou, G., Nozais, C., Didier, D. (Février 2023). Contraintes à la restauration du marais de Rivière-du-Loup. Affiche présentée à la Réunion Scientifique Annuelle de Québec-Océan. Rivière-du-Loup, Québec, Canada.

Livrables au MTMD

Zouaghi, F., Dansereau-Macias, É., Didier, D., Chaillou, G., Pascal, L., Nozais, C. et Sirois, L. (2021). *Analyse, modélisation et suivi des interactions entre le brise-lames et la dynamique sédimentaire et végétale du marais le long de l'autoroute 20 à Rivière-du-Loup CC26.1 (2) [Rapport d'étape]*. Ministère du Transports et de la mobilité durable du Québec.

Zouaghi, F., Dansereau-Macias, É., Caulet, C., Dugas, S., Pascal, L., Chaillou, G., Sirois, L., Bernatchez, P., Nozais, C., Roberge, B., Noël, B., Bujold, É. et Didier, D. (2024). *Analyse, modélisation et suivi des interactions entre le brise-lames et la dynamique sédimentaire et végétale du marais le long de l'autoroute 20 à Rivière-du-Loup CC26.1. Rapport final* [Rapport technique]. Ministère des Transports du Québec.

Accomplissements hors du projet

Dansereau-Macias, É., Despland, E., & Handa, I. T. (2023). Decreased Soil Microbial Biomass and Changed Microbial Community Composition Following a Defoliation Event by the Forest Tent Caterpillar. *Forests*, 14(4), 792.

Juillet 2023. Participation à l'école d'été « Le littoral sous surveillance » à l'université de Bordeaux à l'été 2022.

Mai 2022. Scientifique lors d'une mission océanographique à bord du Coriolis II.

RÉSUMÉ

En contexte d'augmentation mondiale du niveau marin, de la hausse de la fréquence des événements de tempêtes et de la perte d'habitats côtiers, les projets de restauration d'écosystèmes littoraux ainsi que la mise en place d'ouvrages de protection côtière seront de plus en plus présents dans les environnements côtiers. Ce projet vise à comprendre la dynamique actuelle et historique du marais à spartine alterniflore (*Sporobulus alterniflorus*) de Rivière-du-Loup (Québec, Canada) perturbé par la présence d'un brise-lames (BL) comme ouvrage de protection côtière. Suivant l'implantation du BL en 2010, une vasière entre l'ouvrage et la côte s'est créée, recouvrant la végétation présente et où une transplantation de spartine a échoué en 2013. L'objectif principal de l'étude était la reconstitution historique de la surface du marais et la caractérisation de son environnement sédimentaire. Dans un premier temps, la photo-interprétation d'images aériennes prises entre 1969 et 2022 a permis de visualiser et quantifier la diminution de l'herbier à spartine du schorre inférieur, particulièrement importante dans la partie est du marais. Ensuite, des campagnes de terrain aux étés 2021 et 2022 ont permis de récolter des échantillons de surface ainsi que des carottes sédimentaires entre 30 et 60 cm d'épaisseur. Les analyses granulométriques et par perte au feu des sédiments de surface ont montré au BL des teneurs plus élevées en matière organique ($11 \pm 3\%$ contre $8 \pm 3\%$) et en sédiments fins ($18 \pm 7\%$ de sable contre $28 \pm 14\%$) contrairement au reste du marais. L'analyse des carottes sédimentaires de la vasière a montré une homogénéité des caractéristiques sédimentaires sur les 40 premiers cm, typiques d'un dépôt événementiel. Un enrichissement en $^{13}\text{C}_{\text{org}}$ et un faible C:N indiquent des origines terrestres, fluviales et marines du sédiment de la vasière, où le carbone organique retrouvé serait résistant à la dégradation microbienne. L'utilisation de la tomodensitométrie (CT scan) a démontré que le mince herbier adjacent à la vasière est en accrétion, permettant de stocker du carbone atmosphérique par sa rhizosphère. Sa superficie est cependant trop petite pour compenser la perte d'herbier suivant la construction du BL. Cette étude interdisciplinaire a permis de situer les impacts de l'aménagement d'un BL dans un marais salé sur sa dynamique récente et des enjeux à sa restauration.

Mots clés : Marais salés – Brise-lames – *Spartina alterniflora* – Restauration – Tomodensitométrie – CT scan - Carbone – Matière organique – Granulométrie – Rivière-du-Loup

ABSTRACT

With rising sea level, increasing storm frequency and loss of coastal habitats, littorals ecosystems restoration projects and construction of rigid coastal protection structure such as breakwaters (BW) are expected to become more common. This project aims to understand the current and historical dynamics of the *Spartina alterniflora* (*Sporobulus alterniflorus*) saltmarsh in Rivière-du-Loup, Québec, Canada, disturbed by the presence of a BW. After the BW was installed in 2010, a mudflat was formed between the structure and the coast, burying the existing vegetation and where a *Spartina* transplantation effort failed in 2013. The main objective of this study is the reconstitution of the marsh extent and the characterization of its sedimentary environment. First, photointerpretation of aerial images from 1969 to 2022 enables quantification and visualization of the lower saltmarsh's loss, particularly pronounced in the eastern section. Afterwards, field campaigns during the summers of 2021 and 2022 involved collecting surface samples as well as 30 to 60 cm sediment cores. Granulometric and loss-on-ignition analysis reveals higher organic matter content ($11 \pm 3\%$ versus $8 \pm 3\%$) and finer sediments ($18 \pm 7\%$ of sand content versus $28 \pm 14\%$) near the BW compared to the rest of the marsh. Sediment cores analysis in the mudflat show uniformity in sediments characteristics in the top 40 cm under the surface, consistent with an event-driven deposition. $d^{13}C_{org}$ enrichment and low C:N ratio suggests fluvial, marine and terrestrial origins for the mudflat's sediments, where the organic carbon is resistant to microbial decomposition. Computed tomography (CT scan) reveals that the thin marsh adjacent to the mudflat is in accretion, allowing carbon storage in its rhizosphere. However, this area is too small to compensate the marsh loss from the impacts of the BW's construction. This interdisciplinary study highlights the impacts of a BW on the recent dynamics of a saltmarsh and the challenges associated with its restoration.

Keywords: Saltmarsh – Breakwaters – *Spartina alterniflora* – Restoration – Computed tomography – CT scan - Carbon – Organic matter – Granulometry – Rivière-du-Loup

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	ix
AVANT-PROPOS	xii
RÉSUMÉ.....	xiv
ABSTRACT	xvi
TABLE DES MATIÈRES	xviii
LISTE DES TABLEAUX.....	xx
LISTE DES FIGURES	xxi
LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES	xxv
CHAPITRE 1 INTRODUCTION	1
CHAPITRE 2 MATÉRIEL ET MÉTHODES	15
2.1 ÉVOLUTION SURFACIQUE HISTORIQUE DU MARAIS A SPARTINE	15
2.1.1 Photo-interprétation et postulats	15
2.1.2 Analyses d'images	17
2.2 CARACTERISATION DE LA VEGETATION ET DE LA SURFACE SEDIMENTAIRE	17
2.2.1 Échantillonnage aléatoire et systématique	17
2.2.2 Analyses	20
2.3 CARACTERISATION SUBSURFACE ET STOCK DE CARBONE	21
2.3.1 Échantillonnage de subsurface.....	21
2.3.2 Analyses en laboratoire.....	25
2.3.3 Analyse du stock de carbone des carottes longues	25
CHAPITRE 3 RÉSULTATS.....	28
3.1 ÉVOLUTION HISTORIQUE DE LA COUVERTURE DE L'HERBIER A SPARTINE DU MARAIS.....	28
3.2 CARACTERISATION DE LA VEGETATION ET DES SEDIMENTS DE SURFACE	31

3.3	CARACTERISATION VERTICALE DU SEDIMENT	37
3.3.1	À l'échelle du brise-lames	37
3.3.2	Comparaison de l'environnement de déposition au BL et aux sites témoins	42
3.4	STOCKAGE DE CARBONE DANS LA RHIZOSPHERE.....	45
3.4.1	Visualisation de la rhizosphère.....	45
3.4.2	Estimation du stock de carbone.....	48
	CHAPITRE 4 DISCUSSION	50
	Diminution de la superficie des herbiers	50
	Un sédiment homogène et piégé par le BL	51
	La perte au feu comme proxy du Corg dans le sédiment.....	54
	Un herbier productif et stockant du carbone au BL	55
	CONCLUSION.....	59
	Références bibliographiques.....	63
	ANNEXES.....	79

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Images utilisées pour l'analyse historique.....	16
Tableau 2. Postulats utilisés pour le choix des images sélectionnées pour effectuer la photo-interprétation de l'évolution surfacique du marais à spartine	16
Tableau 3. Résumé des analyses effectuées sur les carottes extraites.....	15
Tableau 4. Superficie estimée par photo-interprétation du recouvrement de l'herbier à spartine à RDL	30
Tableau 5 . Moyenne et écart-type standard des variables biotiques aux stations végétalisées.....	32
Tableau 6 . Moyenne et écart-type standard des variables abiotiques de surface.....	36
Tableau 7. Biomasse sèche et carbone de la rhizosphère des herbiers étudiés	49
Tableau 8 . Stockage de carbone surfacique contenu dans la rhizosphère.....	56

LISTE DES FIGURES

Figure 1. A. Distribution mondiale des marais salés illustrée par des traits noirs en gras. Tiré de (Mitsch & Gosselink, 2015). B. Dispositions des marais salés selon les forçages marins et fluviaux, modifié de Yando et al. (2023).....	2
Figure 2. Toposéquence typique d'un marais intertidal à spartine alterniflore. Tiré de Quintin (2010).....	3
Figure 3. Localisation du site d'étude dans l'estuaire du Saint-Laurent, dans la province de Québec, Canada. Marais salé de la baie de Rivière-du-Loup (RDL), image satellitaire du marais © Pêches et Océans Canada, 2015 et vue aérienne du brise-lames © ELNAR, 2024.....	8
Figure 4. Photos prises du côté ouest de l'épi central lors de la construction du BL en 2010 (A) et un an après, en 2011 (B) (Cima+, 2011).....	9
Figure 5. A. Profil d'élévation type du continent vers le large du marais à spartine de RDL adjacent au site du BL et photo du schorre inférieur en juillet 2023 (© ELNAR). B Profil d'élévation du côté est de l'épis du BL et photo du schorre inférieur au BL en juin 2022. Les profils ont été extraits à partir d'un modèle d'élévation numérique (MEN) produit en 2022 par ELNAR.	10
Figure 6. Croissance naturelle de l'herbier à spartine aux abords du BL. A. Photo prise en septembre 2012 du début de la croissance de l'herbier à l'intérieur de la structure du côté est de l'épis central (Cima+, 2012). B. Photo prise en août 2021 montrant le même herbier, maintenant bien développé et vigoureux, ©EDM.....	12
Figure 7. Échantillonnage de surface et subsurface aux étés 2021 et 2022 dans la baie de Rivière-du-Loup. A. Stations échantillonnées pour l'étude de la végétation aérienne et des sédiments de surface. B. Carottes longues (CL_1 à CL_8). C. Carottes courtes (CC_1 à CC_5). D. Photographie de l'herbier à spartine à l'est de l'épi du BL le 4 août 2022 ©EDM. E. Photographie de l'herbier à spartine à l'extérieur du BL à l'est, et choisis comme site témoin le 4 août 2022, © EDM.	15
Figure 8. Photo-interprétation de l'herbier à spartine perdu, gagné et stable à travers le temps au marais de Rivière-du-Loup basée sur l'analyse de l'image aérienne de 1963 et la levée de drone de 2022.....	29

Figure 9. Pertes (rouge) et gains (vert) de l'herbier à spartine à l'échelle du brise-lames entre 2009 et 2011. A. Pertes et gains directement avant, en 2009, et après la construction du BL en 2011. B. Pertes et gains entre 2009 et 2022, soit 13 ans après la construction du BL. C. Photographie du nouvel herbier au brise-lames, installé depuis 2012 (4 août 2022, ©EDM). Fond de carte © Pêches et Océans Canada, 2015 et système de projection NAD83 (CSRS)/MTM zone 7.....	31
Figure 10. A. Interpolations par pondération inverse à la distance (PID) de A. Densité de végétation (Nombre de plants / m ²) (N=72). B. Hauteur de la végétation (Hauteur (cm)) (N=72). C. Teneur en matière organique (%) du sédiment de surface (N=72). D. Pourcentages de sable du sédiment de surface (N = 143). E. Pourcentages d'argile du sédiment de surface (N = 143). Le BL est représenté schématiquement en noir. À noter qu'en D et E, l'échantillonnage aléatoire et systématique (Figure 7B, points bleu et rose) sont combinées.....	33
Figure 11. Diagramme de dispersion des stations dans l'espace des deux premiers axes de l'analyse en composantes principales (ACP), N = 72. Les couleurs des points réfèrent à la localisation des points : à proximité et à l'intérieur du BL (N=14) en bleu et à l'extérieur du BL (N=54) en jaune.	37
Figure 12. A.Porosité, teneur en carbone organique (%), valeur du $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$ (‰) du sédiment jusqu'à 20 cm de profondeur pour les carottes CC_1 à CC_5. B. Localisation des carottes.....	39
Figure 13. Moyennes et écarts-types standard de la relation entre $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$ et du ratio C:N des 30 premiers cm du sédiment retrouvés aux carottes CC_1 à CC_5 (Figure 7C). Les points foncés représentent la moyenne avec ses barres d'écart-type. Les points pâles représentent toutes les profondeurs échantillonnées. Les valeurs identifiées pour les origines de la matière organique sont tirées de Lamb et al. (2006).	41
Figure 14 Caractéristiques de subsurfaces des herbiers au BL (CL_5) et témoin (CL_8). a. Images des faces intérieures. b. Vue orthogonale CT scan. c. Schéma stratigraphique. Analyses des densités obtenues du banc MSCL, % matière organique par perte au feu et granulométrie des carottes longues.	43
Figure 15. Représentation de la rhizosphère (en gris) des carottes prélevées aux herbiers est (CL_5 et CL_8) et ouest (CL_3 et CL_2) au BL et dans l'herbier témoin. Une animation représentant la vue transversale en trois dimensions d'une visualisation CT scan a été produite et est disponible au https://youtube.com/shorts/9tGcZWewREs	46

- Figure 16. Relation entre le nombre des racines et rhizomes par cm de carotte identifiés sur les images CT scan et leur poids sec récolté par tamisage. Les carottes ont été découpées par tranche de deux cm (A), tamisées (B) pour ne récolter que la rhizosphère et calculer le poids sec. Le nombre des racines et rhizomes représente le nombre d'ellipses tracées par ImageJ sur les images tomodensitométriques (C). La ligne bleue correspond au modèle de régression linéaire extrait : Poids sec = Décompte * 0,009811 + 0,085744, la zone grise indique un intervalle de confiance à 95% du modèle et avec un $R^2 = 0,70$, un $F(1,35) = 82,42$ et un $p <0,001$). 79
- Figure 17. Teneur en Corg (%) et MO par perte au feu (%) ainsi que le $d^{13}C$ correspondant pour les carottes CC_1 à CC_5 (Figure 7C), identifiées de 1 à 5. La droite pointillée représente le modèle de régression linéaire Corg ~ MO excluant les carottes CC_4 et CC_5, ainsi que son intervalle de confiance à 95% en jaune pâle ($R^2 = 0,61$, $F(1,46)$, $p < 0,01$). 81
- Figure 18. A. Brise-lames ouest le 6 juin 2022. B. Brise-lames ouest 5 août 2022, présence de nouveaux herbiers issus de la propagation par graines. C. Graines trouvées sur les pousses de spartine nouvellement implantées dans la vasière. D. Plants situés dans la vase entre le brise-lames et la côte extraits du marais en août. On peut observer leur système racinaire développé et des rhizomes présents. E. Racines exposées de spartine et petite mare entourant le plant causé par l'affouillement. F. Photos prises le 9 septembre 2022 avec la présence de traces d'oiseaux et de spartine nécrosée. 84
- Figure 19. Analyse du Green Chromatic Color (GCC) pour l'année 2022 extrait des images prises par la caméra AXIS. Chaque point correspond à une observation journalière moyenne et ses écarts-types et les lignes pleines correspondent à des moyennes mobiles avec une fenêtre de 10 jours. 86

LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES

ACP	Analyse par composantes principales
BL	Brise-lames
Corg	Carbone organique
COP	Carbone organique particulaire
CT scan	Tomodensitométrie
Ctot	Carbone total
C:N	Corg / Ntot
$\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$	Ratio isotopique $^{13}\text{C}_{\text{org}} / ^{12}\text{C}_{\text{org}}$
D50	Distribution de la taille des particules sédimentaire dans un échantillon avec une fréquence cumulée de 50%.
ELNAR	Laboratoire d'études des littoraux nordiques et arctiques
EDM	Éléonore Dansereau-Macias
GIEC	Groupe d'experts·es intergouvernemental sur l'évolution du climat
KOMSAT-2	Korean Multi-Purpose Satellite-2
MSCL	Multi Sensor Core Logger
MNE	Modèle d'élévation numérique
Ntot	Azote total

PID Pondération inverse à la distance

RDL Rivière-du-Loup

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

LES MARAIS SALÉS

Situés à l'interface terre-mer, les marais salés sont des écosystèmes qui se développent typiquement sur les rivages maritimes de régions tempérées et froides, occupant une superficie mondiale estimée à 52 880 km², dont 8 530 km² au Canada (Worthington et al., 2024) (Figure 1A). Retrouvés sur des rivages protégés dans les baies, les estuaires et les lagunes (Silliman, 2014), les marais salés favorisent le dépôt de sédiments fins (Bertness, 2007; Dalrymple & James, 2010). Leur disposition en milieu côtier dépend de l'interaction entre les forçages marins comme les vagues et la marée et les forçages fluviaux comme l'apport en sédiments et en eau douce (Figure 1B, Yando et al., 2023). Sous climat froid, la glace côtière s'avère un facteur prépondérant qui se conjugue aux effets des courants et des marées pour contrôler la structure et la dynamique des marais salés (Bernatchez & Dubois, 2006).

Les variations journalières et annuelles des marées déterminent la zonation des plantes vasculaires qui ont une tolérance variable à l'inondation et à la salinité (Silliman, 2014; Zedler et al., 2008). Le schorre supérieur, situé généralement au-dessus de la microfalaise d'érosion, n'est inondé que lors des marées d'équinoxes et de surcote. On y retrouve une diversité de plantes comme la spartine étalée (*Sporobulus pumilus* Roth), la spartine pectinée (*Sporobulus michauxianus* Hitchcock), des joncs (e.g. *Juncus balticus* Willdenow) et des carex (e.g. *Carex paleacea* Schreber) (Figure 2). Le schorre inférieur, situé généralement sous la microfalaise, abrite des espèces qui tolèrent l'inondation par l'eau salée en alternance avec les conditions d'exondation une ou deux fois par jour, selon la région. Ces conditions en font des environnements faiblement diversifiés en espèces végétales (Figure 2). Peu d'espèces peuvent en effet tolérer un tel régime, mais celles qui en sont capables prolifèrent avec

relativement peu de compétition en accumulant énormément de biomasse aérienne et souterraine (Bertness, 2007). C'est la spartine alterniflore (*Sporobulus alterniflorus* Loiseleur-Deslongchamps) qui domine ce milieu en Amérique du Nord, une graminée halophile vivace à rhizomes, formant des colonies denses et monospécifiques dans le schorre inférieur (Bertness, 2007) (Figure 2). Les regroupements délimités de spartine dans le schorre inférieur seront référencés tout au long de ce mémoire comme « herbiers » alors que le concept de « marais », réfère à l'écosystème comme tel, incluant les schorre supérieur et inférieur, les chenaux de marées, les marelles, etc.

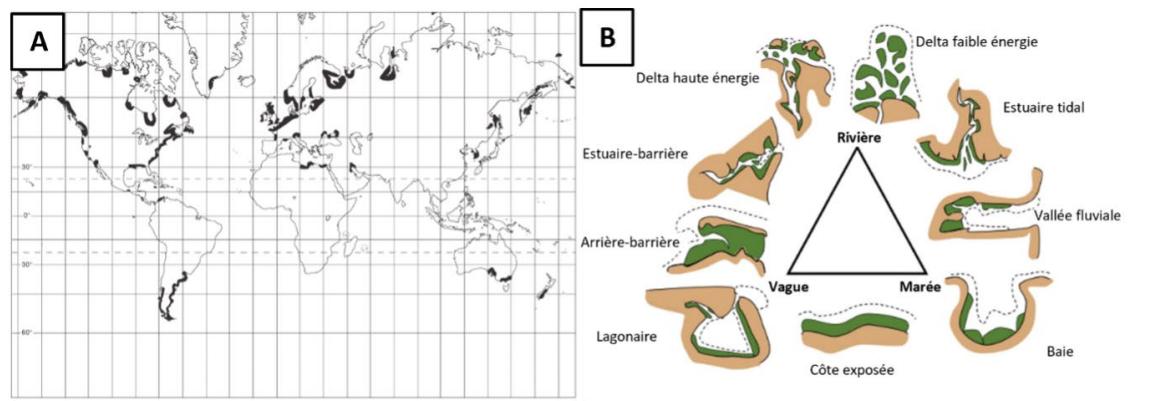


Figure 1. A. Distribution mondiale des marais salés illustrée par des traits noirs en gras. Tiré de (Mitsch & Gosselink, 2015). B. Dispositions des marais salés selon les forçages marins et fluviaux, modifié de Yando et al. (2023).

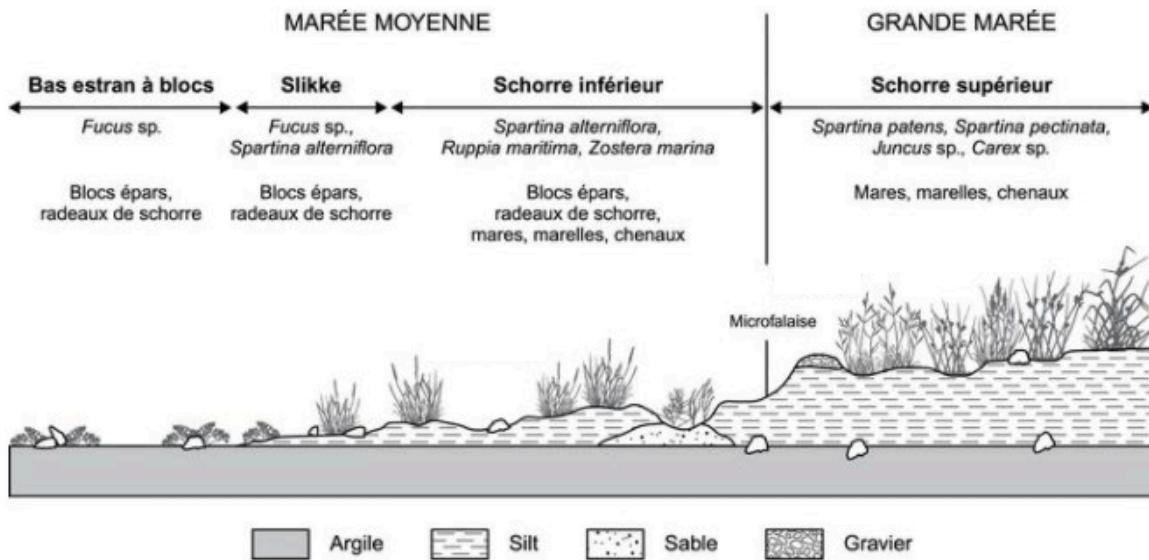


Figure 2. Toposequence typique d'un marais intertidal à spartine alterniflore. Tiré de Quintin (2010).

La spartine alterniflore modifie son environnement à son avantage en participant à l'accréation verticale du marais par une rétroaction positive de la sédimentation (Bouma et al., 2009) ; à ce titre, elle est qualifiée d'espèce ingénierie. Après avoir atteint une densité critique de 1500 tiges par mètre carré, les herbiers de spartine atténuent l'énergie hydrodynamique des vagues, piègent les sédiments et les empêchent d'être remis en suspension, permettant par le fait même l'élévation verticale du marais (Bouma et al., 2009). La plasticité phénotypique de la spartine est notoire, puisqu'on peut trouver des individus possédant des tailles comprises entre 0,2 et 2,0 m à l'intérieur d'un même marais et selon la latitude (Mendelsohn & Morris, 2002; Valiela et al., 1978). On peut différencier les phénotypes de spartine haute ($>0,8$ m), moyenne (0,5-0,8 m) et courte ($<0,5$ m) dont la répartition peut être expliquée par l'état d'oxydation des sédiments qui est sous le contrôle de l'hydropériode et de la capacité de diffusion de l'oxygène (Howes et al., 1986; Mendelsohn & Morris, 2002; Rolando et al., 2022).

SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES DES MARAIS À SPARTINE

En plus d'être des habitats clés pour la fraie de plusieurs espèces de poissons ou comme une source d'alimentation pour différentes espèces d'oiseaux migrateurs, les marais salés protègent de l'érosion littorale. La capacité des herbiers de spartine à atténuer l'énergie des vagues, à faciliter la déposition et la rétention des sédiments est une propriété importante à considérer dans la lutte contre l'érosion côtière, particulièrement dans le contexte de changements climatiques, avec une hausse annoncée du niveau marin et de la fréquence des événements de tempête (Calvin et al., 2023; Church & Clark, 2013). Ces services écosystémiques se chiffrent annuellement à près de 15 k\$ par hectare (Barbier et al., 2011; Bertness, 2007; Costanza et al., 1989; Gedan et al., 2009).

De plus, les marais salés sont des puits de carbone importants à considérer dans la lutte aux changements climatiques (Alongi, 2020; Mcleod et al., 2011). Les marais à spartine sont en effet un puits de carbone grâce à leur grande productivité, notamment sous forme de biomasse souterraine composée de racines et rhizomes qui peut largement surpasser la biomasse aérienne (Chmura et al., 2003; Schubauer & Hopkinson, 1984). L'accumulation de carbone organique dans les marais salés provient de l'apport par les racines et rhizomes, de la litière végétale ainsi que par le piégeage du carbone allochtone (Zedler et al., 2008). Par le processus de la photosynthèse, les plantes des marais permettent ainsi de retirer du carbone inorganique de l'atmosphère pour le stocker sous forme organique dans leurs tissus, puis les conditions anoxiques de l'environnement sédimentaire favorisent la séquestration à long terme (>100 ans) de cette matière organique qui se dégrade lentement (Chmura et al., 2003). Globalement, il est estimé que les marais salés accumulent $12,63 \text{ Tg} \cdot \text{C} \cdot \text{an}^{-1}$ (Wang et al., 2021), et séquestreraient entre 200 et $250 \text{ g} \cdot \text{C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$ (Temmink et al., 2022). Cette capacité à séquestrer du carbone serait supérieure à celle des zostéraies marines, des forêts et du milieu pélagique (Temmink et al., 2022). En Amérique du Nord plus précisément, cet écosystème séquestre entre 190 et $220 \text{ g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$ (Chmura et al., 2003; Craft et al., 2009), en comparaison par exemple avec les tourbières boréales qui séquestrent, elles, entre 10 et $46 \text{ g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$ (Primeau & Garneau, 2021; Turunen et al., 2002). Mondialement, la restauration

de marais salés permettrait une compensation de 0,51% des émissions anthropiques de CO₂, une quantité importante considérant leur petite superficie (<1% de la surface terrestre) (Mason et al., 2023).

PERTE DES MARAIS SALÉS

À l'échelle de la planète, l'anthropisation des côtes a contribué à la destruction de 67% des superficies historiques de marais salés (Lotze et al., 2006). Au Québec, représentant près d'un quart des écosystèmes côtiers de substrat meuble de l'estuaire du Saint-Laurent, ce serait de 50 à 80 % des marais salés qui auraient disparu depuis l'époque industrielle en raison, notamment, du drainage des terres agricoles et de l'urbanisation (Bernatchez & Quintin, 2016; Careau, 2010). Présentement, l'augmentation du niveau marin global de 3,6 mm par an (Oppenheimer et al., 2019) met en danger les marais salés, particulièrement vulnérables à cette hausse ainsi qu'à l'augmentation des ondes de tempêtes qui ont un fort potentiel d'érosion (FitzGerald & Hughes, 2021). Les marais côtiers peuvent s'ajuster verticalement à une hausse du niveau marin si l'apport sédimentaire par les rivières notamment est suffisant ou s'ajuster horizontalement en migrant vers l'intérieur des terres si l'espace est disponible (Schile et al., 2014). En général, l'anthropisation croissante des côtes empêche les écosystèmes intertidaux de migrer vers le continent. Les marais se retrouvent alors coincés et s'érodent rapidement, diminuant alors leur superficie et les services écosystémiques qui y sont liés (Pontee, 2013; Torio & Chmura, 2013).

En se basant sur les scénarios de la hausse du niveau marin moyen et maximum prévus par le groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), Craft et al. (2009) ont estimé qu'il y aurait une perte additionnelle de 20 à 45% de la superficie des marais salés d'ici la fin du siècle. Au Québec, 50% du littoral de l'est de la province est vulnérable à l'érosion et 43 % des marais côtiers de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent possèdent moins de 30 m de potentiel de migration vers le continent (Bernatchez & Quintin, 2016; Drejza et al., 2015). Pour protéger les côtes à risque, plusieurs ouvrages de protection

côtière (remblais, murs de protection, enrochements et brise-lames) ont été construits. Ces infrastructures couvraient 11% du littoral de l'est du Québec en 2010 (Drejza et al., 2015). De plus en plus de mesures de protection côtières artificielles comme des structures rigides, l'implantation ou la revégétalisation de marais salés devront être mises en place pour contrer l'érosion côtière et ses impacts sur les infrastructures publiques et privées.

MESURES DE PROTECTION CÔTIÈRE : BRISE-LAMES ET MARAIS SALÉ

Associer l'implantation d'un brise-lames avec la mise en place d'un couvert végétal permet de maximiser la protection offerte par ces différents types de mesures de protection côtières (Huynh et al., 2024), mais cette combinaison peut être difficile à instaurer. Les BL constituent des structures rigides de protection côtière qui sont utilisés fréquemment de l'Afrique (Ogbuchukwu, 2015) à l'Asie (Mohamed Rashidi et al., 2021), et de l'Europe (Pranzini et al., 2018) à l'Amérique (Airoldi et al., 2005; Silva et al., 2017). En atténuant l'énergie des vagues provenant du large, les brise-lames réduisent l'hydrodynamisme et permettent la sédimentation de particules fines et l'accumulation de matière organique (Martin et al., 2005; Vona et al., 2020). La mise en place de structures rigides peut être couplée à des mesures de protection dites « douces » en utilisant des écosystèmes naturellement présents ou une revégétalisation (Chausson et al., 2020; Sutton-Grier et al., 2015). Cette solution hybride pour contrer l'érosion côtière peut prendre la forme d'une revégétalisation ou d'utilisation d'un marais salé déjà en place en plus de la construction d'une structure rigide comme un BL. Ce type de mesures hybrides permettrait une meilleure adaptation aux changements climatiques et une plus grande performance à long terme dans la mitigation des risques côtiers (Huynh et al., 2024). Cependant, l'utilisation de ce genre de méthode nécessite un succès d'implantation végétal dans un secteur précis afin de bénéficier des services offerts par cet écosystème, ce qui est difficile à réaliser dans un environnement dynamique comme le milieu intertidal (Marin-Diaz et al., 2023). En raison des techniques de restauration plus récentes et moins développées, au dynamisme de cet écosystème et à la

sensibilité des espèces qui y résident, la revégétalisation des écosystèmes côtiers représente un défi plus complexe que la restauration d'écosystèmes terrestres (Bouma et al., 2014; De Groot et al., 2013). Dans leur revue de littérature, Bayraktarov et al. (2016) ont estimé à partir de 28 études que le taux de survie des plants suivant les efforts de restauration de marais salés de l'hémisphère nord était de l'ordre de 65%.

SITE D'ÉTUDE

Le marais salé de la baie de Rivière-du-Loup (RDL), situé dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent, est un site où on a eu recours à des mesures hybrides de protection côtière. Ce marais subit une forte érosion depuis plusieurs décennies et un BL a été aménagé dans le schorre inférieur en 2010 couplé à un effort de revégétalisation en 2013.

Le marais salé de RDL est caractérisé par un taux de sédimentation moyen historique de $2,5 \text{ mm} \cdot \text{an}^{-1}$ et un taux d'érosion du schorre supérieur variant entre 2 et $4 \text{ m} \cdot \text{an}^{-1}$ (Dionne, 2006). Il consiste en un herbier continu de spartine alterniflore dans le schorre inférieur qui s'étend sur 1500 m de longueur et sur une largeur comprise entre 50 et 200 m. Vers l'est, cet herbier se fragmente sur 800 m pour finalement disparaître et laisser place à un estran vaseux dépourvu de végétation (Figure 3). Cet herbier est contraint vers le large par une slikke où se trouve du fucus accroché à des mégablocs glaciels. Vers l'intérieur des terres, il laisse place à un schorre supérieur discontinu, envahi par le phragmite (*Phragmites australis* Cavanilles) et sous l'emprise de l'autoroute 20.

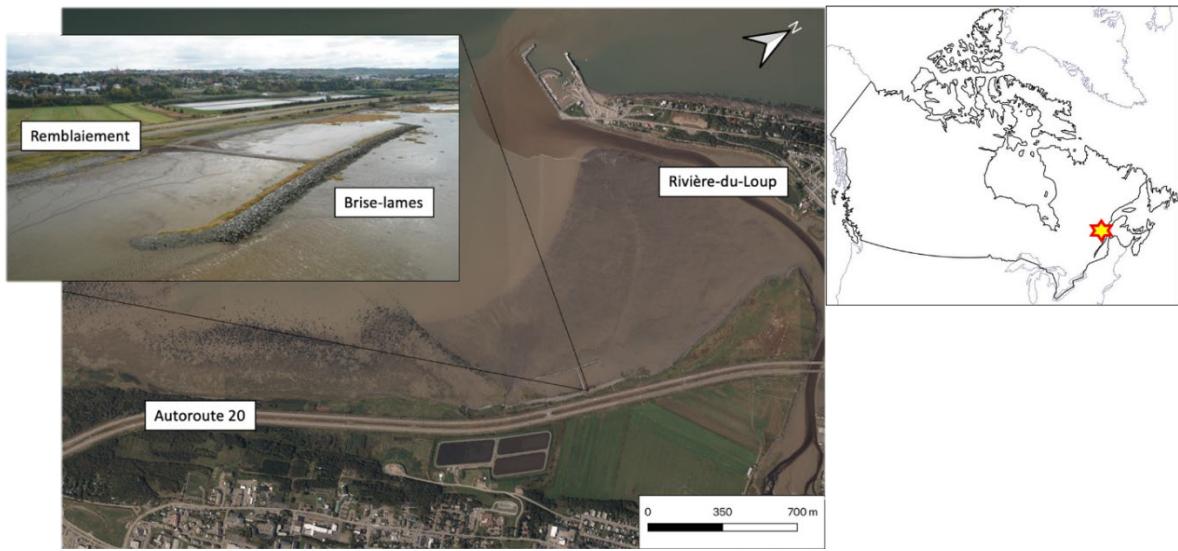


Figure 3. Localisation du site d'étude dans l'estuaire du Saint-Laurent, dans la province de Québec, Canada. Marais salé de la baie de Rivière-du-Loup (RDL), image satellitaire du marais © Pêches et Océans Canada, 2015 et vue aérienne du brise-lames © ELNAR, 2024.

L'aménagement de l'autoroute 20 en 1970 a marqué un point tournant de l'anthropisation de l'écosystème. Le marais de RDL subit une forte érosion naturelle depuis 1980, associée à des vents forts et à la quasi-absence d'un pied de glace protecteur en hiver (Drapeau, 1992; Zouaghi et al., 2024). Entre 2002 et 2008, le taux moyen de recul du trait de côte annuel était de 2,3 m, atteignant jusqu'à 6,3 m à certains endroits (Cima+, 2009), ce qui pose un risque pour le maintien de l'infrastructure routière à proximité et l'existence d'un marais salé fonctionnel sur le site.

Afin de protéger l'autoroute 20 adjacente, un BL à épis et un remblaiement ont été aménagés en 2010 (Figure 3). L'épi perpendiculaire à la côte a été érigé pour favoriser la sédimentation et permettre la circulation de la machinerie de construction. Le brise-lames en pierres est parallèle à la côte, ses dimensions étant de 300 m de longueur par 7 m de large et à +1,5 à 2,0 m d'élévation par rapport au niveau géodésique. Enfin, une plage de 500 m de long par 7 m de large a été aménagée par remblaiement, avec une pente de 10%, ce qui a

nécessité un apport de 3000 m³ de matériaux (Cima+, 2009). Ce projet de construction revêtait alors un caractère urgent pour éviter de possibles dommages à l'infrastructure routière. Les travaux ont été entamés en 2010 et ont pris fin en 2011. Cependant, le 6 décembre 2010, un événement de très haut niveau d'eau, soit un mètre au-dessus de la prévision de marée haute, est survenu pour l'ensemble du Saint-Laurent (Didier et al., 2019), et a eu un impact sur l'accumulation de sédiments fins à l'intérieur du BL, entre l'ouvrage et la côte (Zouaghi et al., 2024). Une grande quantité de sédiments (environ 1 m d'épaisseur) a recouvert les galets et la spartine présents à l'intérieur de l'ouvrage de protection (Figure 4). Cet apport sédimentaire a aplani le profil topographique du marais à l'intérieur du BL comparativement à un profil type de schorre inférieur du marais, en créant une vasière entre l'ouvrage et la côte (Figure 5). Une analyse des profils topographiques de la vasière depuis 2013 montre que ces derniers ont subi une légère accrétion sédimentaire de quelques centimètres entre 2013 et 2016, et qu'ils sont relativement stables depuis (Zouaghi et al., 2024). Cette vasière couvre ~28 000 m² et constitue un environnement sédimentaire atypique dans le marais. Plusieurs années après l'événement, la vasière est encore dénudée de végétation, et les indices de biodiversité macrofaunique y sont faibles (Pascal et al., en révision; Zouaghi et al., 2024).



Figure 4. Photos prises du côté ouest de l'épi central lors de la construction du BL en 2010 (A) et un an après, en 2011 (B) (Cima+, 2011).

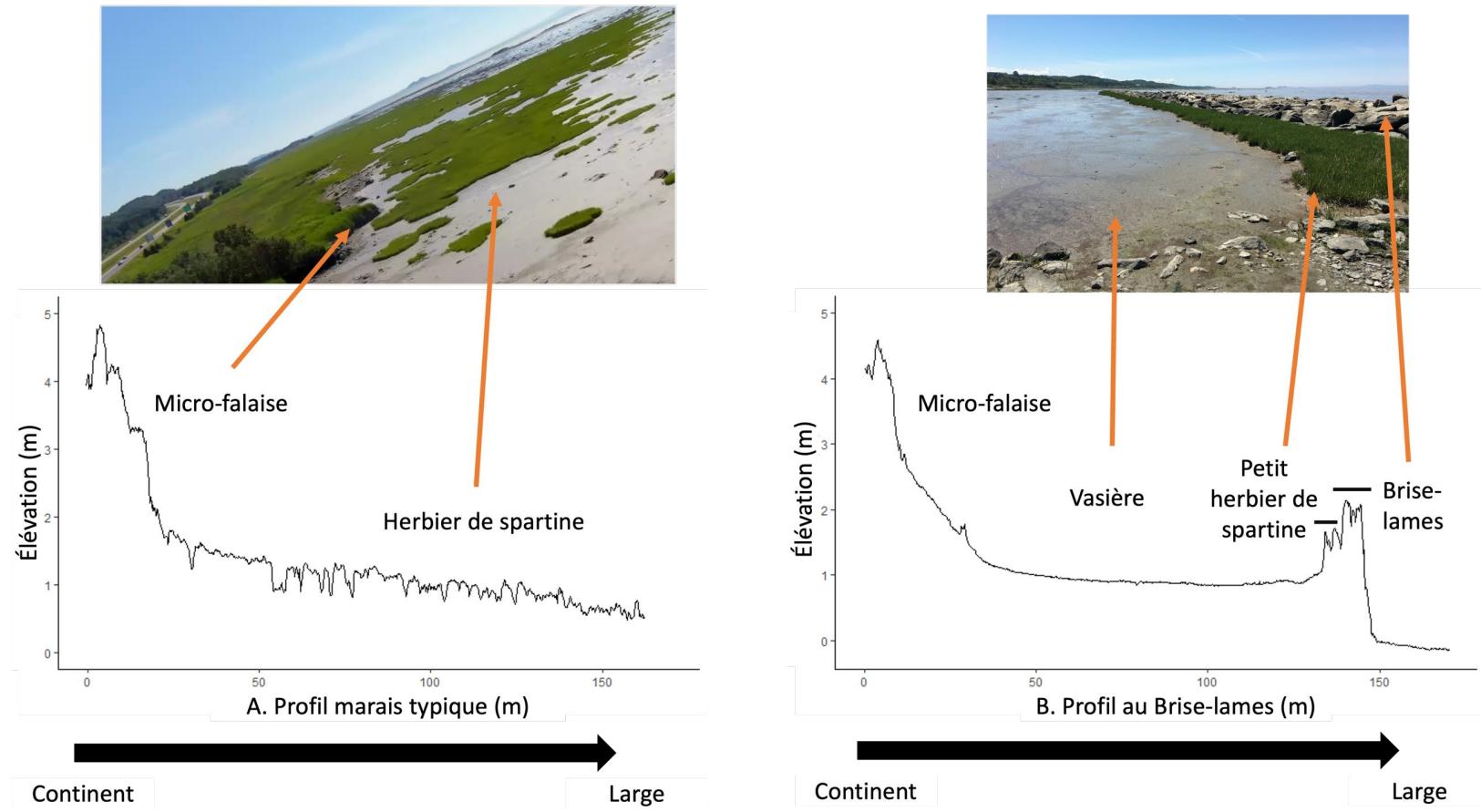


Figure 5. A. Profil d'élévation type du continent vers le large du marais à spartine de RDL adjacent au site du BL et photo du schorre inférieur en juillet 2023 (© ELNAR). B. Profil d'élévation du côté est de l'épis du BL et photo du schorre inférieur au BL en juin 2022. Les profils ont été extraits à partir d'un modèle d'élévation numérique (MEN) produit en 2022 par ELNAR.

Lors de la construction du BL en 2010 , des individus de spartine ont été prélevées in situ puis replantées, mais avec un faible taux de survie (non chiffré, Cima+, 2011). C'est ensuite en juin 2013 que des travaux de plantation de spartine entre le BL et la rive ont été réalisés afin de restaurer le marais salé. Quatre mille huit cents unités de transplantation de spartine ont été prélevées dans un site donneur du marais pour être transplantées sur deux transects de 300 m parallèles à la rive et quatre transects de 90 m de longueur perpendiculaires à la rive à l'intérieur du BL. Des suivis environnementaux effectués en 2013, 2014 et 2016 rapportent l'échec de cet effort de revégétalisation, puisque la majorité des individus transplantés avaient disparu (Dessau, 2013; Englobe, 2014, 2016). Cependant, un suivi environnemental effectué en 2012 fait état d'une reprise naturelle de la spartine à proximité immédiate du côté sud du BL (Cima+, 2012). Cet herbier à spartine naturellement régénéré depuis 2012 est toujours présent aux abords de l'enrochemen, la densité de plants y aurait augmenté entre 2014 et 2016 (Englobe, 2016) et la spartine demeurait remarquablement bien établie en 2023 (Figure 6 et observations de terrain).

Le marais de RDL est ainsi un site expérimental d'un grand intérêt en contexte actuel de mitigation des aléas littoraux. Les nombreuses interventions (aménagement BL et revégétalisation) qui s'y sont déroulées ainsi que son suivi depuis 2009 en font un laboratoire naturel d'exception dans l'estuaire du Saint-Laurent. Le schorre supérieur du marais de RDL étant particulièrement perturbé par la route et la présence de phragmites, la présente recherche se concentre sur la caractérisation du schorre inférieur, où se retrouvent les herbiers de spartine et le BL.



Figure 6. Croissance naturelle de l'herbier à spartine aux abords du BL. A. Photo prise en septembre 2012 du début de la croissance de l'herbier à l'intérieur de la structure du côté est de l'épis central (Cima+, 2012). B. Photo prise en août 2021 montrant le même herbier, maintenant bien développé et vigoureux, ©EDM.

OBJECTIFS

L’objectif général de cette recherche est la reconstitution historique de la surface du marais à spartine de Rivière-du-Loup et la caractérisation de son environnement sédimentaire, perturbé par un brise-lames. Plus spécifiquement, il s’agit de :

- I) comprendre l’évolution temporelle de l’herbier à spartine depuis 1960;
- II) caractériser les variations spatiales de la végétation du marais et des conditions sédimentaires de surface ;
- III) caractériser l’environnement de déposition sédimentaire de subsurface au brise-lames par rapport au reste du marais, avec une emphase sur la contribution des parties souterraines (racines et rhizomes) de la spartine au stock de carbone.
- IV) Comprendre les impacts de l’implantation du BL sur l’environnement de déposition sédimentaire et la mise en place de la végétation.

Cette recherche implique l’utilisation de plusieurs échelles d’analyse : une évolution surfacique temporelle et une caractérisation des paramètres biotiques (hauteur et densité de végétation ainsi que la biomasse souterraine) et abiotiques (teneur en matière organique (MO), granulométrie, en carbone organique et total (Ctot, Corg), en azote total (Ntot) et en $d^{13}C_{org}$ du sédiment) du marais. La première partie du mémoire présente les approches et méthodes utilisées pour l’atteinte de ces objectifs, la deuxième partie présente les résultats obtenus, et l’interprétation de ces derniers est discutée dans la troisième partie avant de clore avec une conclusion générale.

CHAPITRE 2 MATÉRIEL ET MÉTHODES

Pour atteindre les différents objectifs du projet, une évolution de la répartition surfacique du marais à spartine alterniflore à partir de l’interprétation d’une série de photos aériennes du secteur prises entre 1963 et 2022 a tout d’abord été réalisée. Ensuite, des mesures de la densité et de hauteur de la végétation, de la teneur en matière organique et de la granulométrie du premier cm du sédiment ont été effectuées dans le schorre inférieur du marais à spartine, à l’intérieur de stations dispersées aléatoirement ; des stations dispersées systématiquement ont complété le jeu de données pour la granulométrie. Cinq courtes (30 cm) carottes sédimentaires (CC_1 à CC_5) ont été prélevées pour caractériser le contenu en carbone, en azote, la porosité et la teneur en matière organique de l’environnement sédimentaire. Finalement, une seconde série de carottes longues (entre 30 et 100 cm) (CL_1 à CL_8) a été échantillonnée dans des herbiers de spartine situés au BL et à proximité. Cette série a permis de comparer le stock de carbone de la rhizosphère de la spartine avec une analyse par tomodensitométrie.

2.1 ÉVOLUTION SURFACIQUE HISTORIQUE DU MARAIS À SPARTINE

2.1.1 Photo-interprétation et postulats

Pour comprendre l’évolution historique du marais de RDL, la photo-interprétation d’une série d’images aériennes couvrant la période allant de 1963 à 2022 a été effectuée (Tableau 1). La photo-interprétation s’est appuyée sur six postulats (Tableau 2).

Tableau 1. Images utilisées pour l'analyse historique

Année	Mois	Échelle ou Résolution (cm)	Source
1963	Mai	1 : 15 840	Ministère des terres et forêts du Québec
1985	Septembre	1 : 15 000	Ministère des terres et forêts du Québec
1990	Juillet	1 : 15 000	Ministère des terres et forêts du Québec
2009	Août	100	KOMPSAT-2
2011	Août	100	KOMPSAT-2
2012	Octobre	20	Gouvernement du Québec
2015	Septembre	3	Pêches et Océans Canada
2021	Juillet	3	ELNAR
2022	Août	3	ELNAR

Tableau 2. Postulats utilisés pour le choix des images sélectionnées pour effectuer la photo-interprétation de l'évolution surfacique du marais à spartine

#	Postulat
1	Moment. On peut observer sur les images les chaumes de spartine dès le mois de mai, son maximum de croissance en août, son déclin en septembre et sa disparition en novembre.
2	Marée. Les images doivent avoir été prises à marée basse pour permettre l'observation de la spartine.
3	Type de végétation. Le schorre inférieur du marais est dominé par la spartine alterniflore
4	Toposéquence. La spartine alterniflore se retrouve entre le trait de côte et la slikke dominée par le fucus dans la toposéquence typique des marais salés de l'estuaire.
5	Tonalité. La spartine est moins foncée que le fucus, mais plus foncée que la vase nue, les marelles ou les mégablocs glaciels présents dans les marais.
6	Recouvrement. En considérant son hétérogénéité, la surface de l'herbier est comptabilisée lorsque le recouvrement de la végétation atteint au moins 50 %.

2.1.2 Analyses d'images

Parmi les photos historiques disponibles, sept respectaient les deux premiers postulats et ont été analysées en plus des levés de drone réalisés en 2021 et 2022, pour un total de neuf images. Sur chacune de ces images, le recouvrement surfacique des herbiers de spartine a été estimé par photo-interprétation et délimité par des polygones avec le logiciel libre QGIS (v.3.32) (QGIS Development Team, 2024). Pour augmenter les contrastes de couleur sur certaines images en noir et blanc, une transformation de couleurs utilisant des nuances de magenta a été effectuée. En 2015, un effort de caractérisation des écosystèmes côtiers avait été mené par le laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières (LDGIZ-UQAR) par classification supervisée de photographies aériennes. La comparaison visuelle de l'analyse du marais par photo-interprétation et celle effectuée par le LDGIZ-UQAR a corroboré l'identification d'herbiers à spartine alterniflore par photo-interprétation dans le schorre inférieur du marais de RDL.

Les polygones ainsi tracés permettent une estimation de l'aire occupée par les herbiers à spartine dans le marais. Une comparaison entre les tailles des herbiers des différentes années nous a permis de quantifier les variations temporelles du recouvrement par la spartine. Finalement, une attention particulière a été portée sur l'évolution des herbiers situés dans le secteur immédiat du BL, avant et après sa construction. L'outil d'analyse de vecteur *Difference* de la boîte à outils de QGIS a permis de superposer les polygones d'herbiers chaque année pour identifier et quantifier les zones de pertes et de gains d'herbiers à spartine du site d'étude dans le marais.

2.2 CARACTÉRISATION DE LA VÉGÉTATION ET DE LA SURFACE SÉDIMENTAIRE

2.2.1 Échantillonnage aléatoire et systématique

Dans un premier temps, un échantillonnage aléatoire a été effectué pour caractériser les sédiments de surface et la végétation à l'échelle du marais tel que préconisé par Underwood & Chapman (2005) dans les écosystèmes benthiques (Figure 7A - bleu). Un polygone représentant la zone d'étude, qui s'étend sur 2 km de long pour 100 m de large, a été tracé sur QGIS. L'extrémité est de la zone était le BL et l'extrémité ouest était l'îlot Cayes à Carrier. Soixante-quinze (75) stations d'échantillonnage de surface ont été aléatoirement réparties dans cette zone avec un minimum de 10 m de distance entre les stations avec l'outil *points aléatoires dans un polygone* de

QGIS (Fig 7A - bleu). Du 3 au 12 août 2022, les 75 stations réparties aléatoirement dans le marais ont été visitées et à chaque station, le pourcentage de recouvrement par la spartine a été quantifié avec l'échelle Braun-Blanquet (Wikum & Shanholtzer, 1978), le nombre de tiges a été compté et la longueur des trois plus grandes tiges a été mesurées dans un quadrat de 30 x 30 cm. Trois réplicats du premier cm du sédiment de surface ont été prélevés aléatoirement à l'aide d'une seringue tronquée de 30 mm de diamètre puis combinés dans un sac à échantillonnage pour les analyses subséquentes de la perte au feu et de la granulométrie. Sur les 75 stations prévues, deux n'ont pas été échantillonnées puisque situées directement dans un cours d'eau provenant de la station d'épuration des eaux à proximité.

Dans un second temps, un échantillonnage systématique a permis de caractériser la granulométrie autour du BL, pour comprendre l'impact de la structure sur le sédiment de surface adjacent. Cinquante-six (56) stations, espacées d'au moins 50 m ont été systématiquement réparties autour du BL dans un polygone de 450 m de large sur 700 m de longueur avec l'outil *point régulier* de QGIS (Figure 7A - rose) pour y effectuer le même protocole que dans les 73 stations aléatoires.

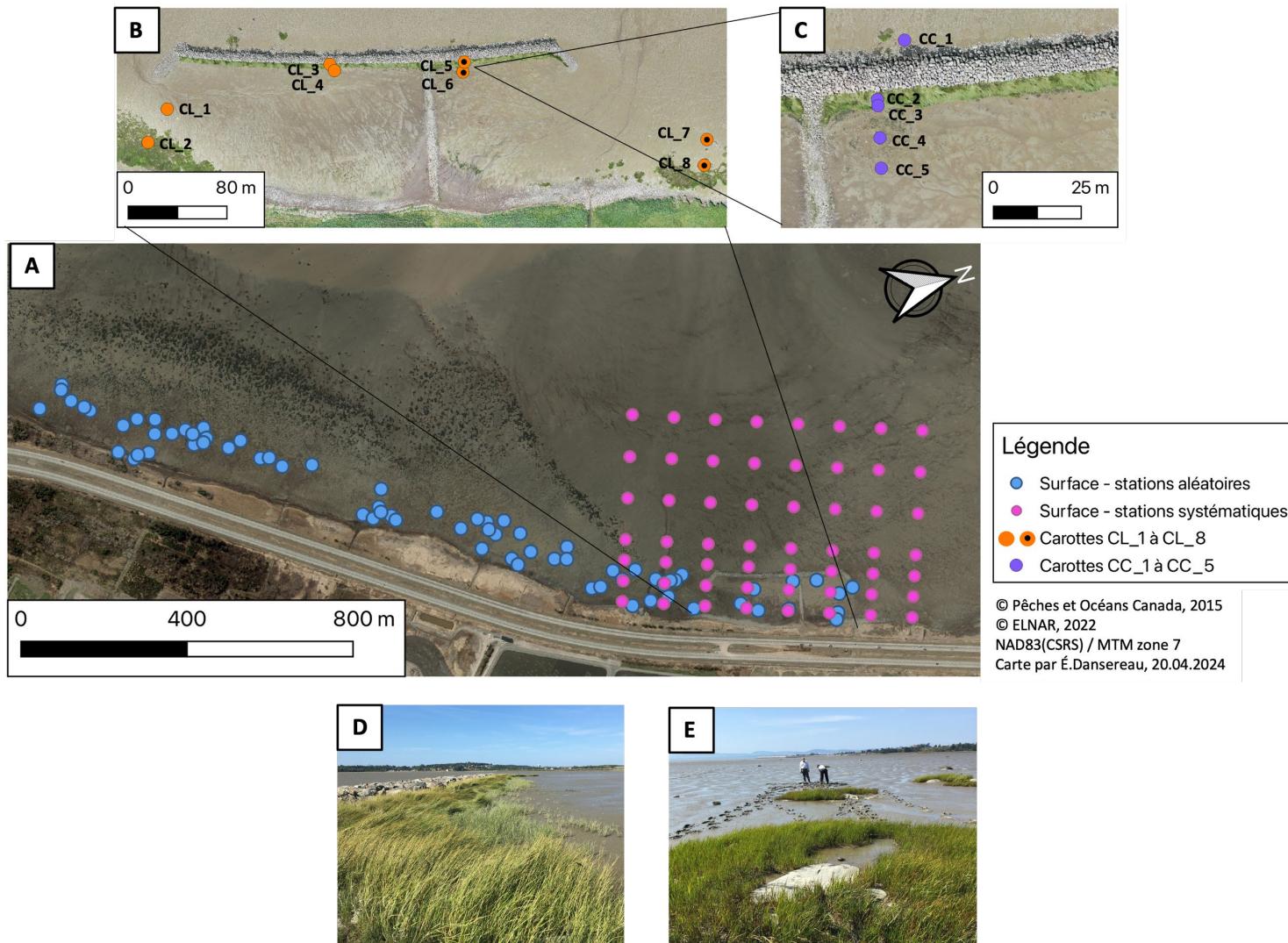


Figure 7. Échantillonnage de surface et subsurface aux étés 2021 et 2022 dans la baie de Rivière-du-Loup. A. Stations échantillonées pour l'étude de la végétation aérienne et des sédiments de surface. B. Carottes longues (CL_1 à CL_8). C. Carottes courtes (CC_1 à CC_5). D. Photographie de l'herbier à spartine à l'est de l'épi du BL le 4 août 2022 ©EDM. E. Photographie de l'herbier à spartine à l'extérieur du BL à l'est, et choisis comme site témoin le 4 août 2022, © EDM.

2.2.2 Analyses

Granulométrie et porosité

Pour procéder à l'analyse granulométrique des échantillons, nous avons préalablement digéré la matière organique par une attaque au peroxyde d'hydrogène (H_2O_2). Pour cela, 1 ml de chaque échantillon était placé dans un bêcher avec 25 ml de peroxyde 35%, puis chauffé entre 30 et 50°C sur une plaque chauffante durant au moins 3 heures. La granulométrie a été réalisée à l'ISMER par diffraction laser avec un granulomètre laser (Mastersizer3000, Malvern Panalytical), permettant d'évaluer la répartition des classes de tailles suivantes : sable (63-2000 μm), silt (2-63 μm) et argile (<2 μm). Un culbutage d'au moins 3 heures avec une solution d'hexamétaphosphate ($(NaPO_3)_6$) pour la déflocculation a été effectué pour chaque échantillon. Ce dernier est ensuite séparé pour obtenir une obscuration de l'échantillon de moins de 20% et finalement traité par le granulomètre (Malvern Instruments Ltd., 2013). La porosité du sédiment a été déterminée à partir de la masse des échantillons humides et de la masse sèche après la lyophilisation des échantillons dans les vials à scintillation prépesés. Elle a été ajustée selon la salinité de l'eau et la densité du sédiment pour soustraire la contribution des sels contenus dans l'eau porale (Poirier & Charbonnier, 2015).

Perte au feu

Nous avons mesuré le contenu en matière organique (MO) par perte au feu selon la méthode de Beaudoin (2003). Un volume de 1,5 ml de sédiment est tout d'abord séché à 110°C pendant 12 heures puis brûlé à 550°C durant 4 heures pour calciner la matière organique. Le contenu en matière organique est ensuite calculé d'après la masse sèche et la masse après la calcination. La densité sèche a été calculée à partir de la masse sèche, et correspond au rapport de la masse sèche sur le volume échantillonné.

Statistiques

Pour répondre au deuxième objectif du projet qui est la caractérisation de l'environnement de surface, des interpolations spatiales et une analyse multivariée ont été réalisées. Six stations avec des valeurs extrêmes ont premièrement été identifiées par la fonction *identify_outliers* du logiciel rstatix (Kassambara, 2024) et retirées subséquemment de la base de données. Ensuite, une pondération inverse à la distance (PID), soit une interpolation spatiale qui pondère les valeurs connues qui sont inversement proportionnelles à la distance de l'emplacement pour estimer la valeur inconnue, a été réalisée. La mise en commun des données des stations réparties de manière aléatoire et systématique ont permis la PID de la répartition des paramètres biotiques et abiotiques du marais réalisée par l'outil *interpolation PID* de QGIS.

Pour mesurer la contribution des paramètres mesurés sur les différences observées entre les stations situées à l'intérieur du BL ou ailleurs dans le marais, une analyse multivariée par composantes principales (ACP) a été réalisée. Les données provenant des stations réparties aléatoirement ainsi que des données de surface des carottes CC_1 à CC_5 (Figure 7A bleu et C) ont été utilisées. La granulométrie, la teneur en matière organique, l'élévation (m) tirée d'un modèle d'élévation numérique (MNE) produit par ELNAR en 2022, la densité ainsi que la hauteur de la végétation ont été utilisés comme paramètres dans l'ACP. Le recours à la fonction *scale* a permis la standardisation des variables dans le jeu de données, puis les fonctions *PCA* du logiciel FactoMineR (Husson et al., 2024) et *fviz_pca_biplot* du logiciel factoextra (Kassambara & Mundt, 2024) ont permis de représenter graphiquement l'ACP. Les analyses statistiques ont été réalisées sur les logiciels libres R (v.4.3.2) (R Core Team, 2024) et RStudio (v.2023.06.0+421) (RStudio Team, 2024).

2.3 CARACTÉRISATION SUBSURFACE ET STOCK DE CARBONE

2.3.1 Échantillonnage de subsurface

Carottes longues

Afin de déterminer l'impact du BL sur l'environnement sédimentaire et le stock de carbone contenu dans la biomasse souterraine des herbiers de spartine, huit sites ont été choisis pour y

prélever des carottes sédimentaires longues (Tableau 3 : CL_1 à CL_8, Figure 7B). Les sites ont été répartis à l'est et à l'ouest de l'épi. De chaque côté, deux sites ont été choisis dans des herbiers à spartine, un dans le nouvel herbier présent (CL_3 et CL_5) depuis 2012 (Figure 7D) et un autre dans un herbier présent depuis 1963 sur les images historiques, identifié ci-après comme herbier témoin (CL_2 et CL_8) (Figure 7E). Finalement, de chaque côté, deux sites ont été choisis dans la vase nue située entre 10 à 20 m du site végétalisé (CL_1, CL_4, CL_6 et CL_7) (Figure 7B). En août 2021, des tuyaux en polychlorure de vinyle (PVC) de 10 cm de diamètre munis d'un « core-catcher » en acier ont été introduits par percussion dans le sédiment, puis les carottes ont été extraites et entreposées à 5°C.

Deux mois plus tard, les huit carottes longues ont été transportées au Laboratoire multidisciplinaire de tomodensitométrie de l'INRS-ETE pour être analysées au CT scan médical SIEMENS. Le scanner produit des images en coupe à chaque 0,06 cm de carotte et les résultats sont exprimés en unité de Houndsfield (HU), une mesure de la radiodensité d'un matériau. Ce sont ainsi entre 800 et 1200 images par carotte qui ont été produites par cette analyse. Les huit carottes ont par la suite été ouvertes au laboratoire de paléomagnétisme et de géologie marine de l'ISMER puis prises en photo sur l'appareil de photographie haute résolution SMART-CIS afin de garder une trace de leur couleur comme référent visuel. Finalement, elles ont été passées au banc d'analyses Multi Sensor Logger (MSCL) (Geotek, Royaume-Uni) pour obtenir des profils de densité du sédiment.

Quatre de ces huit carottes longues (CL_5 à CL_8) ont ensuite été coupées longitudinalement pour obtenir deux-demi cylindres pour une analyse de la rhizosphère et des caractéristiques sédimentaires (Tableau 3) une moitié a été gardée comme archive et l'autre moitié a été sous-échantillonnée. Les carottes longues sélectionnées pour ce sous-échantillonnage sont situées à l'est de l'épi central (Figure 7B, points orange et noir). Après ouverture de la carotte, 18 échantillons par carotte ont été prélevés à l'aide d'une seringue tronquée pour assurer un volume constant de 1,5 cm³. Les échantillons étaient pris à chaque 1 cm de 0 à 10 cm, à chaque 2 cm de 10 à 30 cm, puis à chaque 5 cm entre 20 et 30, et finalement un à 40 cm de profondeur. Chaque échantillon a été déposé dans des sacs à échantillonnage pour les analyses granulométriques et de la teneur en matière organique par perte au feu (Beaudoin, 2003).

La mesure de la biomasse sèche a été effectuée sur deux de ces carottes extraites des herbiers (Tableau 3, CL_5 et CL_8). Les carottes ont été découpées à intervalles de 2 cm sur toute leur

longueur. Chaque tranche a été tamisée sur des tamis de 4 mm puis de 1 mm pour trier et ne conserver que les racines et rhizomes présents dans la carotte (Figure 16). Les racines et rhizomes ont été rapidement séchés à l'étuve à 80°C durant au moins 48 heures. Les échantillons ont été pesés au cours du séchage jusqu'à ce qu'une masse sèche stable soit atteinte.

Carottes courtes

En août 2022, cinq (5) autres carottes plus courtes, de 30 cm de longueur, identifiées de CC_1 à CC_5 et positionnées le long d'un transect de part et d'autre de l'herbier à spartine à l'est de l'épi (Tableau 3, Figure 7C) ont été prélevées. Des tuyaux en PVC de 10 cm de diamètre et 30 cm de long ont été introduits par rotation dans le sédiment. Les cinq carottes courtes ont été ensuite rapidement découpées après le prélèvement à l'aide d'un pousse-carotte (« push-core ») en tranches de 0,5 cm entre 0 et 2 cm de profondeur, puis à chaque 1 cm jusqu'à 10 cm et finalement à chaque 2,5 cm jusqu'à 20 cm. Une portion du sédiment a été récupérée dans des vials à scintillation prépesés qui ont ensuite été congelés, repesés puis lyophilisés pendant 24 à 48 heures pour le calcul de la porosité et de l'analyse des concentrations en carbone et en azote particulaire total (Tableau 3). Le reste du sédiment a été utilisé pour l'analyse de la teneur en matière organique par perte au feu (Beaudoin, 2003). La hauteur et la densité des plants de spartine retrouvées aux carottes CC_2 et CC_3 extraites de l'herbier au BL ont été évaluées par quadrat de la même façon que pour l'analyse des stations aléatoires.

Tableau 3. Résumé des analyses effectuées sur les carottes extraites

ID Carotte	Coordonnées	Élévation (m)	Longueur carotte (cm)	Type d'environnement	Type d'analyses	Couleur Figure 7
CL_1	(-69,55363 , 47, 83959)	0,16	83	Slikke	CT scan	●
CL_2	(-69, 55334, 47,83939)	0,65	86	Herbier témoin	CT scan, Corg rhizosphère	●
CL_3	(-69,55362, 47,84082)	1,3	57	Herbier BL	CT scan, Corg rhizosphère	●
CL_4	(-69,55354, 47,84084)	0,80	85	Vasière BL	CT scan	●
CL_5	(-69,55325, 47,83177)	1,3	74	Herbier BL	CT scan, MO, granulométrie, décompte et hauteur spartine, biomasse sèche, Corg rhizosphère	●
CL_6	(-69,55315, 47,84174)	1,0	81	Vasière BL	CT scan, MO, granulométrie	●
CL_7	(-69,55173, 47,84332)	0,26	81	Slikke	CT scan, MO, granulométrie	●
CL_8	(-69,55147, 47,84325)	0,60	89	Herbier témoin	CT scan, MO, granulométrie, décompte et hauteur spartine, biomasse sèche, Corg rhizosphère	●
CC_1	(-69,553463, 47,841746)	-0,013	15	Slikke	MO, C _{org} , d ¹³ C _{org} , Ntot, porosité	●
CC_2	(-69,553292, 47,841629)	1,2	20	Herbier BL	MO, C _{org} , d ¹³ C _{org} , Ntot, porosité	●
CC_3	(-69,55325, 47,84162)	1,1	19	Herbier BL (front de progression)	MO, C _{org} , d ¹³ C _{org} , Ntot, porosité	●
CC_4	(-69,552955, 47,841560)	0,98	20	Vasière BL	MO, C _{org} , d ¹³ C _{org} , Ntot, porosité	●
CC_5	(-69,55263, 47,841498)	0,94	17,5	Vasière BL	MO, C _{org} , d ¹³ C _{org} , Ntot, porosité	●

*CL = Carotte longue et CC = Carotte courte, l'élévation a été extraite à partir du MNE produit par ELNAR en 2022.

2.3.2 Analyses en laboratoire

Carbone et azote

L'analyse du contenu en carbone organique (Corg), en $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$, en carbone total (Ctot) et azote total (Ntot) des sédiments, a été effectuée au laboratoire de géochimie des isotopes stables légers, GEOTOP, Université du Québec à Montréal (UQÀM). Les échantillons de sédiment lyophilisés, broyés et homogénéisés ont été encapsulés dans des nacelles en étain. Entre 6 et 25 mg de sédiments ont été mesurés avec une microbalance analytique pour respecter le poids nécessaire pour les analyses de la fraction totale et de la signature isotopique pour des sédiments avec une teneur en MO entre 5 et 15%. Une fumigation à l'acide chlorhydrique (HCL 1M a été réalisée préalablement aux analyses de Corg afin de retirer le carbone inorganique (constitué de carbonates essentiellement). La fumigation a été effectuée jusqu'à une perte totale de cette fraction. Un spectromètre de masse à rapports isotopiques (Isoprime 100 MicroCUbe) a été utilisé pour l'analyse de l'isotope 13 du carbone, alors qu'un analyseur élémentaire par combustion (Carlo Erba NC2500) a été utilisé pour mesurer le Ctot, le Ntot et le Corg. Le rapport isotopique du carbone est exprimé en ‰ de variation de la composition isotopique standard de la bélemnite de Pee Dee (Libes, 2009).

2.3.3 Analyse du stock de carbone des carottes longues

Dans l'intérêt de cerner la contribution de la spartine au potentiel de séquestration du carbone dans le marais, la quantité de carbone stockée dans les racines et rhizomes de la spartine, sous forme vivante ou nécrosée, a été estimée à l'aide d'une analyse tomodensitométrique et d'un tamisage et séchage de la biomasse souterraine. La biomasse aérienne de la spartine n'a pas été considérée dans le calcul, car lorsqu'elle se fragmente à l'automne, la majorité est remobilisée vers le large par les marées et ne s'accumule pas *in situ* (Gallagher et al., 1980). Même si une grande partie de la quantité de biomasse dans un herbier à spartine est retrouvée sous la surface, l'analyse des structures souterraines est souvent négligée, car elles sont difficiles à analyser sans les endommager (Good et al., 1982). La tomodensitométrie (CT scan) s'avère un outil intéressant pour quantifier les structures biologiques présentes dans les sédiments (Blum & Davey, 2013; Davey et

al., 2011). Le CT scan est une technique d'imagerie mesurant l'absorption des rayons X : elle permet une reconstitution numérique et une quantification des structures biogéniques présentes dans une carotte sédimentaire (Blum & Davey, 2013; Davey et al., 2011). Les résultats obtenus par CT scan ont été confirmés par la quantification de la biomasse de spartine dans la rhizosphère dans les carottes CL_5 et CL_8 (Figure 7B). Le carbone organique particulaire présent dans la biomasse souterraine a ensuite été estimé pour quatre carottes (CL_2, CL_3, CL_5 et CL_8; Figure 7B) prélevées dans des herbiers de spartine et a permis d'évaluer le stock de carbone souterrain dans deux quatre herbiers de deux différents types: à l'intérieur et à l'extérieur du BL.

Traitements d'images tomodensitométriques

L'analyse des images a été réalisée avec le logiciel libre ImageJ (Schneider et al., 2012) (v.1.54f): les images sont d'abord rognées pour ne conserver que la partie sédimentaire de la carotte. Ensuite, seules les densités représentant les racines et rhizomes de la spartine alterniflore pour un marais minérotrophe (< 20% de MO, (Mitsch & Gosselink, 2015)) (-844 à 22 HU), ont été filtrées selon la méthode de Davey et al. (2011) pour créer des images binaires. Ces nouvelles images sont ensuite superposées avec le prologiciel *Volume Viewer* pour une visualisation en trois dimensions. Le nombre, la taille et la superficie occupée par les racines et les rhizomes ont été estimés en identifiant les ellipses de 0,785 mm² (correspondant à l'aire d'un cercle d'un mm de diamètre) (voir Annexe 1). La superficie occupée par les racines et rhizomes ainsi que la distance entre les images (0,06 cm) ont permis de calculer le volume occupé par la partie souterraine de la plante. Un ratio entre ce volume et le volume total de la carotte a permis de quantifier la fraction occupée par la rhizosphère selon l'équation suivante :

$$\text{Volume rhizosphère (mm}^3\text{)} = \sum (\text{Superficie racines ou rhizomes sur l'image (mm}^2\text{)} \times 0.006 \text{ mm})$$

Le rapport entre ce volume et le volume total de la carotte permet alors de quantifier la fraction occupée par les racines et rhizomes selon l'équation suivante :

$$\text{Ratio (\%)} = \frac{\text{Volume de la rhizosphère (mm}^3\text{)}}{\text{Volume de la carotte (mm}^3\text{)}} \times 100$$

Calcul du stock de carbone

Le contenu total en carbone a été estimé à partir des données de biomasse sèche de la rhizosphère sur les deux carottes récoltées à l'est de l'épi (CL_5 et CL_8) et à partir des images CT scan pour les deux autres carottes récoltées du côté ouest de l'épis (CL_2 et CL_3) (Figure 7B). Le décompte des racines et rhizomes par ImageJ a été mis en relation avec la masse sèche mesurée par un modèle de régression linéaire et est présenté à l' Annexe 1. Le modèle linéaire masse sèche ~ décompte (masse sèche (y) = décompte (x) x 0,09811 + 0,085744) a un coefficient R² de 0,70, avec un F(1,35) = 82,42 et un p < 0,001 (Annexe 1).

Puisque le carbone organique particulaire (Corg) n'a pas été mesuré directement sur la biomasse souterraine de la spartine, ce dernier a été estimé selon sa profondeur (0-20 cm et 20-30 cm) par des teneurs de Corg provenant de la littérature (Kulawardhana et al., 2015). La rhizosphère active de la spartine comprend les 20 premiers cm sous la surface, la rhizosphère retrouvée en dessous étant considérée comme inactive parce que nécrosée (Darby & Turner, 2008). Ainsi, le calcul du carbone retrouvé entre 0 et 20 cm utilise un rapport de 41,3 g de Corg pour 100 g de biomasse vivante sèche et celui entre 20 et 30 cm, un rapport de 34,5 g de Corg pour 100 g de biomasse nécrosée sèche (Kulawardhana et al., 2015). Cette division entre la rhizosphère des 20 premiers cm et en dessous est cohérente avec les observations faites durant les manipulations pour extraire les racines et rhizomes des carottes, où la biomasse retrouvée sous 20 cm avait une structure visqueuse et était décolorée. Les valeurs fixes de Corg dans la biomasse sèche de spartine identifiées par Kulawardhana et al. (2015) et utilisées pour le calcul du carbone sont similaires à celles utilisées dans la revue de littérature sur les marais salés d'Alongi (2020) ($41,5 \pm 1,2\%$) et à l'analyse de carbone organique pour 24 plantes différentes par Poorter & Bergkotte (1992) (de 36,2% à 41,4%).

CHAPITRE 3 RÉSULTATS

3.1 ÉVOLUTION HISTORIQUE DE LA COUVERTURE DE L'HERBIER À SPARTINE DU MARAIS

Le recouvrement par les herbiers à spartine au marais de Rivière-du-Loup a fortement varié entre 1963 et 2022 (Figure 8). La partie est du marais a régressé en superficie contrairement à la partie ouest qui est demeurée relativement stable. La superficie de l'herbier est passée de 307 194 m² en 1963 à 244 438 m² en 2022. En presque 60 ans, les pertes surfaciques d'herbier dans le marais se chiffrent à 123 151 m². Des gains totalisant 60 395 m² ont été réalisés dans certains secteurs durant cette période ; si nous soustrayons ce gain de superficie à la perte présentée précédemment, nous obtenons une perte nette d'herbier à 62 756 m², soit plus de 20% de la superficie initiale en 1963. La majorité de la régression de l'herbier se situe dans la partie est du marais, soit celle qui subit également les plus grands taux de recul du trait de côte, soit 2,4 m par an depuis 1928 (Zouaghi et al., 2024) (voir animation, hyperlien Tableau 4). La partie ouest du marais est comparativement stable avec même quelques gains nets vers le large. Les taux de reculs dans ce secteur sont aussi plus faibles (0,51 m par an depuis 1928, (Zouaghi et al., 2024)).



Figure 8. Photo-interprétation de l'herbier à spartine perdu, gagné et stable à travers le temps au marais de Rivière-du-Loup basée sur l'analyse de l'image aérienne de 1963 et la levée de drone de 2022.

L'interprétation séquentielle des images aériennes de 1963, 1985, 1990, 2009, 2011, 2012, 2015, 2021 et 2022 montre que la perte de l'herbier à spartine la plus importante est survenue entre 1963 et 1985 (-78 399 m² Tableau 4), suivie d'un accroissement estimé de plus de 30 000 m² entre 1985 et 1990 (Tableau 4). Dans le secteur du BL (Figure 9), il y a eu une régression de l'herbier estimée à 6 318 m² durant la période peu avant la construction en 2009 et juste après, en 2011. Depuis 1963, le marais a donc perdu 1/5 de sa superficie en herbier à spartine, majoritairement dans la zone à l'est et plus récemment dans le secteur du BL. Toutefois, depuis 2012, un herbier de 317 m de longueur et de 2 à 5 m large s'est développé naturellement à proximité immédiate du brise-lames, couvrant une superficie de 1 260 m² (Figure 9B et C).

Tableau 4. Superficie estimée par photo-interprétation du recouvrement de l'herbier à spartine à RDL

Mois et année photo historique	Superficie estimée (m ²)	Perte ou gain depuis la dernière année analysée (m ²)
Mai 1963	307 139	NA
Septembre 1985	228 740	-78 399
Juillet 1990	262 984	34 244
Août 2009	224 282	-38 702
2012	212 194	-12 088
2015	230 064	17 870
Juillet 2021	232 212	2 148
Août 2022	244 467	12 255

*Une animation utilisant les 9 images historiques a été produite et est accessible au <https://www.youtube.com/watch?v=6mNjkepC1Ec>. L'animation permet de visualiser la perte de l'herbier à travers le temps par rapport au trait de côte positionné d'après F. Zouaghi (Zouaghi et al., 2024). Les herbiers correspondants à chaque année étudiée sont représentés par un polygone vert et le trait de côte par une ligne rouge sur le même fond de carte (© Pêches et Océans Canada, 2015).

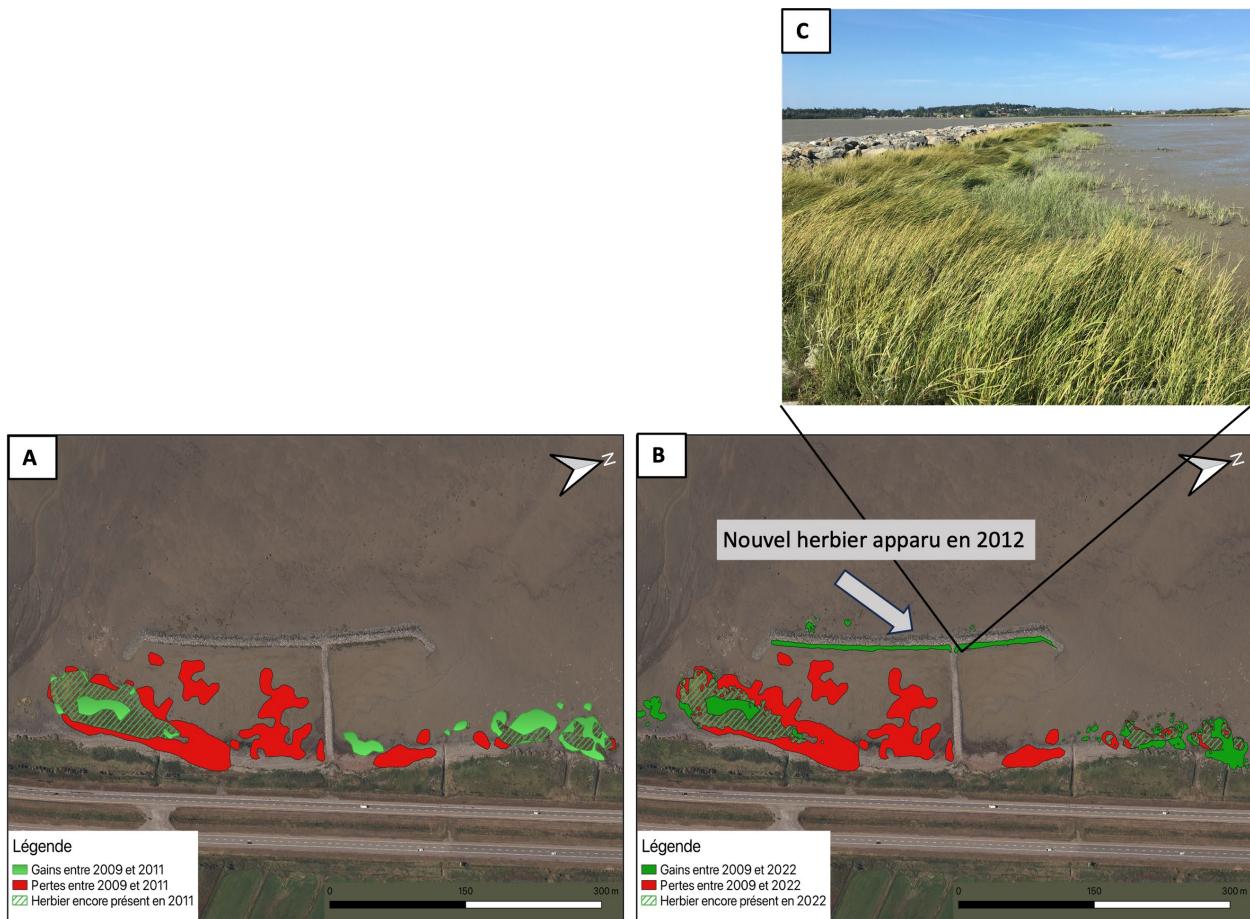


Figure 9. Pertes (rouge) et gains (vert) de l'herbier à spartine à l'échelle du brise-lames entre 2009 et 2011. A. Pertes et gains directement avant, en 2009, et après la construction du BL en 2011. B. Pertes et gains entre 2009 et 2022, soit 13 ans après la construction du BL. C. Photographie du nouvel herbier au brise-lames, installé depuis 2012 (4 août 2022, ©EDM). Fond de carte © Pêches et Océans Canada, 2015 et système de projection NAD83 (CSRS)/MTM zone 7.

3.2 CARACTÉRISATION DE LA VÉGÉTATION ET DES SÉDIMENTS DE SURFACE

Le marais de la baie de RDL est dominé dans le schorre inférieur par la spartine alterniflore. L'herbier à spartine est quasi continu à l'ouest du secteur étudié, puis se fragmente en allant vers l'est pour finalement presque disparaître dans la vasière derrière le BL (Figure 8). Les densités de spartine recensées par l'échantillonnage aléatoire et aux stations des carottes courtes (Figure 7A et B) allaient de 0 à 3289 tiges par m^2 avec des hauteurs variant entre 0,1 et 1 m. Dans les stations végétalisées à l'intérieur du BL ($N = 6$) et à l'extérieur du BL ($N = 48$), les plants avaient des hauteurs moyennes respectives de 50 ± 24 cm et 60 ± 15 cm (Tableau 5). Les densités moyennes

de spartine de ces stations sont moins élevées à l'intérieur du BL (N=14) que dans celles à l'extérieur (N=58) (respectivement 63 ± 65 et 138 ± 54 tiges m^{-2} , Tableau 5). Les grands écarts-types pour la densité des plants correspondent aux grandes différences entre les stations végétalisées, particulièrement pour les stations situées à l'intérieur du BL. Cependant, ces résultats ne représentent pas les caractéristiques mesurées au mince herbier du BL. En effet, la densité et la hauteur des plants aux trois stations visitées à cet endroit sont respectivement de 1856 ± 578 tiges par m^{-2} et 97 ± 5 cm de hauteur, soit bien supérieures aux moyennes observées aux stations réparties aléatoirement dans le marais.

Tableau 5 . Moyenne et écart-type standard des variables biotiques aux stations végétalisées.

Variable abiotique	Marais (N = 48)	Brise-lames (N = 8)
Nombre de tiges par m^{-2}	138 ± 54	63 ± 65
Hauteurs des plants	61 ± 15	50 ± 24

* Les variables ont été mesurées lors de l'échantillonnage aléatoire (Figure 7A-bleu) et de l'échantillonnage des carottes (CC_1, CL_3 et CL_5, Figure 7B et C).

L'élévation moyenne est plus faible aux stations du marais qu'aux stations derrière le BL (respectivement de $0,65 \pm 0,3$ et de $0,86 \pm 0,3$, Tableau 6). Les teneurs en MO déterminées par perte au feu varient entre 3 et 21 % dans l'ensemble de la zone d'étude (Figure 10C). La teneur moyenne en MO dans le marais est de 8 ± 3 %, elle atteint cependant plus de 10% dans la vasière derrière le BL (Tableau 6). Les sables et les silts dominent la composition globale des sédiments de surface de la zone d'étude (Tableau 6). Les sables composent entre 3 à 72 % (Figure 10D) et les silts entre 26 et 78% (données non montrées). Les argiles, moins abondantes, représentent entre 2 et 21% des sédiments (Figure 10E). On constate une distribution particulière des sédiments de part et d'autre du BL : les sédiments les plus grossiers, comme les sables, sont devant l'ouvrage, vers le large, et les sédiments les plus fins, les argiles, dominent la composition des sédiments à l'arrière de l'ouvrage (Figure 10 D et E). Dans le reste du marais, il ne semble pas y avoir de patron de distribution particulier dans la granulométrie aux 72 stations étudiées (Figure 10 D et E). À l'ouest du BL, on note une zone particulière dominée par le sable, associée à de faibles teneurs en MO et à l'absence de végétation, qui correspond à un effluent urbain qui provient de bassins d'épuration des eaux usées de la ville de RDL (Figure 10A et D).

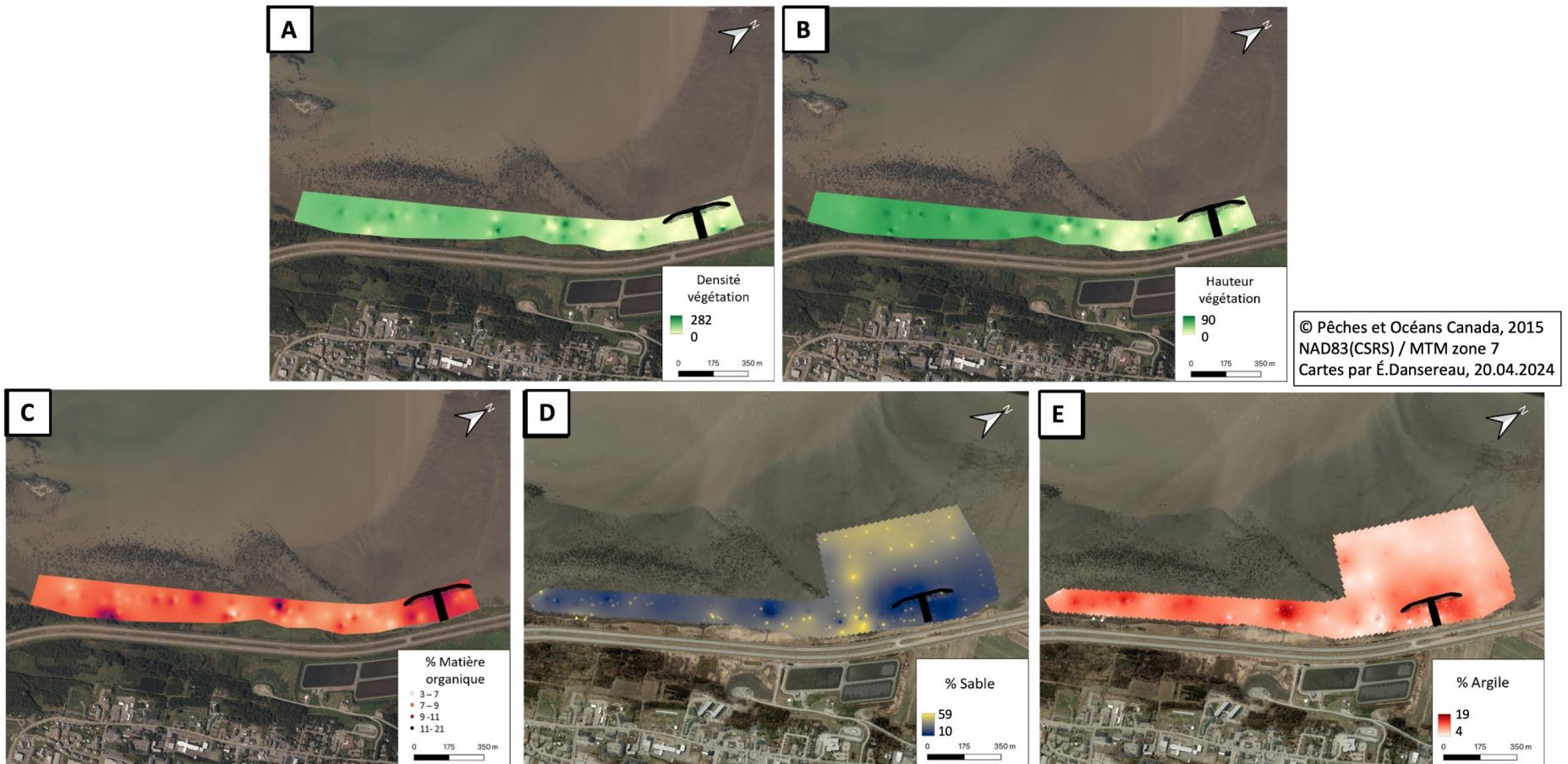


Figure 10. A. Interpolations par pondération inverse à la distance (PID) de A. Densité de végétation (Nombre de plants / m²) (N=72). B. Hauteur de la végétation (Hauteur (cm)) (N=72). C. Teneur en matière organique (%) du sédiment de surface (N=72). D. Pourcentages de sable du sédiment de surface (N = 143). E. Pourcentages d'argile du sédiment de surface (N = 143). Le BL est représenté schématiquement en noir. À noter qu'en D et E, l'échantillonnage aléatoire et systématique (Figure 7B, points bleu et rose) sont combinées.

Tableau 6 . Moyenne et écart-type standard des variables abiotiques de surface.

Variable étudiée	Marais (N = 58)	Brise-lames (N = 14)
Élévation (m)	0,65 ± 0,3	0,86 ± 0,3
Argile (%)	10 ± 4	11 ± 3
Silt (%)	61 ± 11	71 ± 5
Sable (%)	28 ± 14	18 ± 7
MO (%)	8 ± 3	11 ± 3

* Les variables ont été mesurées lors de l'échantillonnage aléatoire (Figure 7A-bleu) et de l'échantillonnage des cinq carottes courtes (CC_1 à CC_5, Figure 7C). Sur les 75 stations aléatoires prévues, deux n'ont pas pu être visitées et six ont été retirées à cause de valeurs extrêmes, en ajoutant les cinq stations échantillonées pour la biogéochimie, c'est un total 72 stations dont les variables sont présentées au Tableau 6. L'élévation moyenne a été extraite d'un MNE produit par ELNAR en 2022.

L'analyse par composantes principales (ACP) a été menée sur l'ensemble des paramètres mesurés dans les stations aléatoires (hauteur et densité de végétation, granulométrie, teneur en MO et élévation). Les deux premières composantes expliquent ~70% de la dispersion des variables dans l'espace d'ordination des stations (N=72) de la zone étudiée (Figure 11). La première composante exprime principalement un gradient associé à la granulométrie du sédiment qui va des stations riches en sables jusqu'aux stations plus riches en sédiments fins (silt et argile). La seconde composante est principalement associée aux variables biotiques qui décrivent la vigueur de l'herbier de spartine, elle-même corrélée à l'élévation des stations. Les stations à proximité ou à l'intérieur du BL sont regroupées vers la droite du diagramme de dispersion alors que les stations du marais sont dispersées dans tous les quadrants de l'ACP. Les stations du marais dispersées dans les quadrants ont ainsi des caractéristiques abiotiques et biotiques hétérogènes en surface. Les stations à l'arrière du BL sont plus similaires entre elles, expliquées par leur teneur en MO, leur granulométrie et l'absence de végétation.

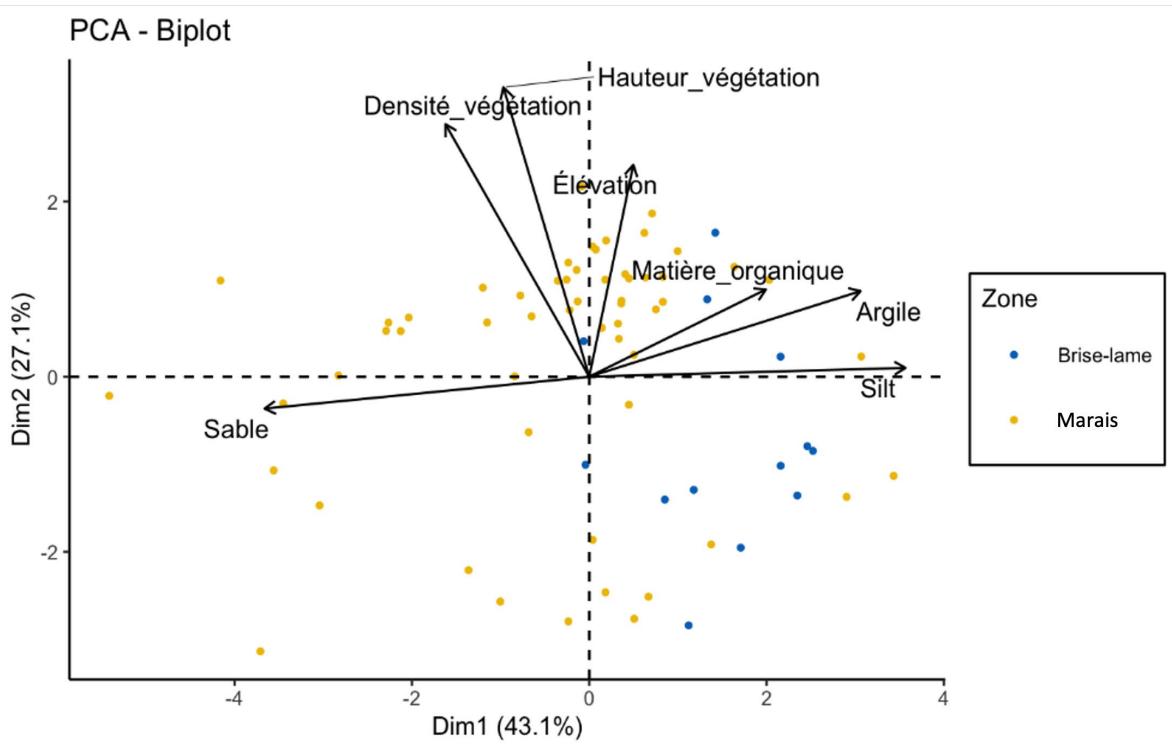


Figure 11. Diagramme de dispersion des stations dans l'espace des deux premiers axes de l'analyse en composantes principales (ACP), N = 72. Les couleurs des points réfèrent à la localisation des points : à proximité et à l'intérieur du BL (N=14) en bleu et à l'extérieur du BL (N=54) en jaune.

3.3 CARACTÉRISATION VERTICALE DU SÉDIMENT

3.3.1 À l'échelle du brise-lames

La carotte CC_1, située devant le BL vers le large et dénudée de végétation, a les plus faibles teneurs en Corg (0,88 %), les valeurs en $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$ les plus appauvries (-25 ‰) et les plus faibles valeurs de porosité (0,63) en accord avec une dominance de sédiment plus grossier (D50 du premier cm sous la surface= 20 mm). Dans cette carotte, après un léger pic de surface, les valeurs de Corg et de $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$ sont homogènes le long de la colonne sédimentaire. Les autres carottes situées à l'intérieur du BL, dans l'herbier (CC_2, CC_3) et dans la vasière (CC_4, CC_5) se caractérisent par plus de variations dans la distribution verticale de ces paramètres. Les sédiments sont plus grossiers et témoignent de la présence

de racines et rhizomes pour les carottes CC_2 et CC_3 (D50 en surface = 31 et 17 mm respectivement), contrairement à la dominance de sédiment plus fin pour les carottes de la vasière (CC_4 avec un D50 en surface = 13 mm et CC_5 avec un D50 en surface = 11 mm). La carotte CC_2, située dans l'herbier, montre des teneurs en Corg homogène sur la colonne sédimentaire de ~ 5 %. La carotte CC_3 au front de colonisation de l'herbier a des valeurs similaires, sauf en surface, dans les deux premiers cm sous la surface où le contenu en Corg atteint un pic à près de 10 %. Dans ces deux carottes, les valeurs de $^{13}\text{C}_{\text{org}}$ sont enrichies, les valeurs atteignent même jusqu'à -22 ‰ à la surface de CC_2, probablement en lien avec la présence de spartine. Dans la vasière adjacente, les distributions verticales sont particulièrement homogènes dans la carotte CC_4 avec des teneurs maximales en Corg de 12%. Dans la carotte CC_5, cependant, les teneurs en Corg à la surface forment un pic de 9,8% à 2 cm de profondeur, avant de rejoindre des teneurs >10% en profondeurs, comme dans CC_4. Dans ces deux carottes très riches en Corg, les signatures isotopiques en $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$ restent cependant relativement homogènes, avec des valeurs comprises entre -24 et -25 ‰.

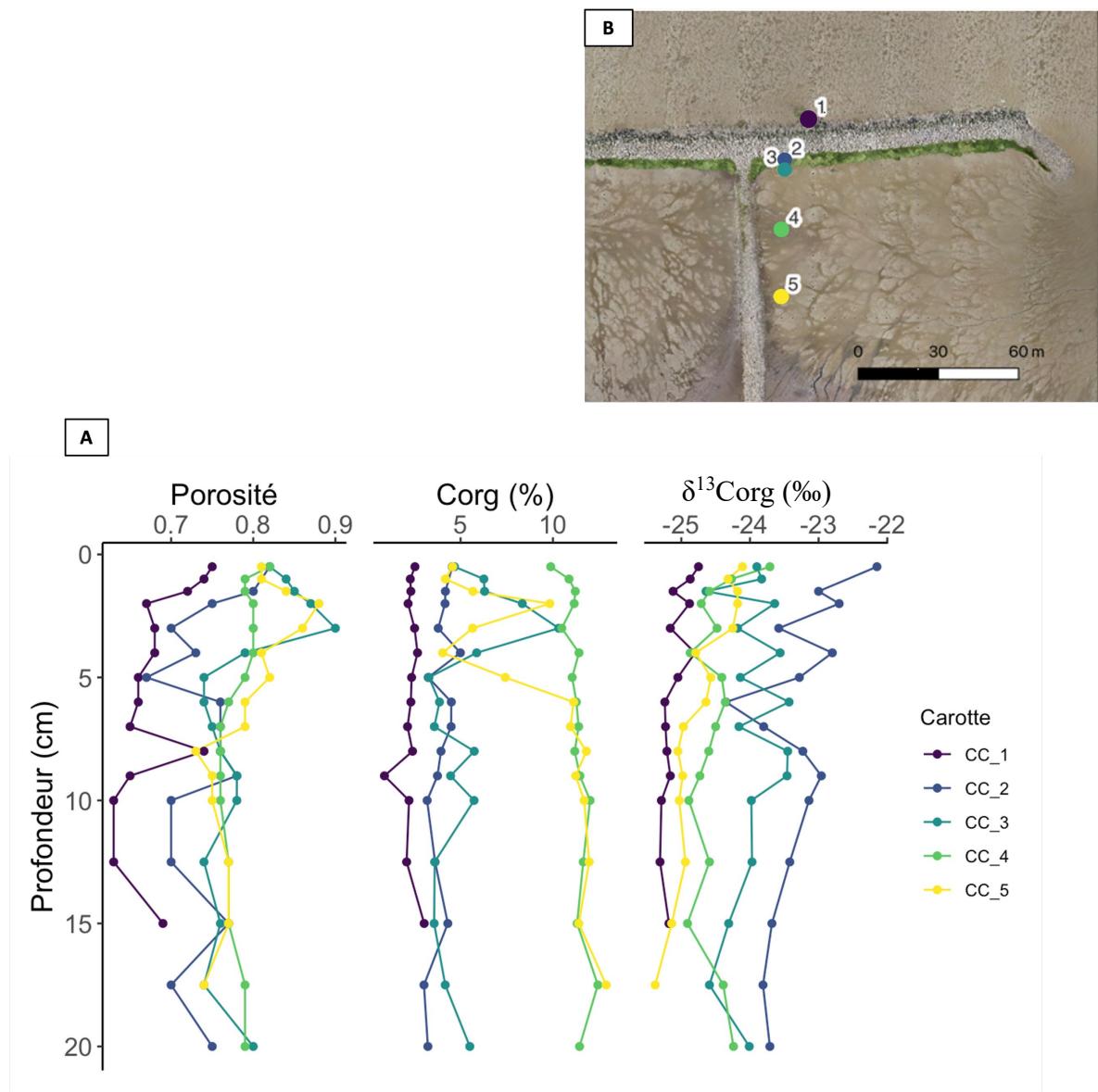


Figure 12. A. Porosité, teneur en carbone organique (%), valeur du $\delta^{13}\text{Corg} (\text{\textperthousand})$ du sédiment jusqu'à 20 cm de profondeur pour les carottes CC_1 à CC_5. B. Localisation des carottes.

Origine de la matière organique

La signature isotopique en $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$ et le rapport Corg sur Ntotal (C:N) sont souvent utilisés pour indiquer l'origine de la matière organique retrouvée dans les sédiments marins et les marais salés (Imfeld et al., 2022; Lamb et al., 2006). Des valeurs enrichies en ^{13}C (-17 à -9 ‰) correspondent à des plantes en C4 typiques des marais salés contrairement à des sédiments appauvris pour des plantes terrestres en C3 (-32 à -21 ‰). Les valeurs de $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$ se situent entre -17 et -9 ‰ pour le carbone organique particulaire (COP) marin et entre -33 et -25 ‰ pour le COP fluvial (Lamb et al., 2006). Le ratio C:N ajoute une information supplémentaire, car les bactéries et les algues ont des rapports plus faibles (<10) que la végétation vasculaire (>20), riche en lignine et cellulose (Lamb et al., 2006). Dans les sédiments du Saint-Laurent, les teneurs en $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$ se retrouvent entre -27 à -22 ‰ et entre 9 et 17 ‰ pour le ratio C:N (Imfeld et al., 2022). La signature isotopique en $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$ et le ratio C:N du sédiment suggèrent ainsi que la matière organique présente dans les 30 premiers cm des carottes CC_2 et CC_3 échantillonnées dans l'herbier à spartine à l'arrière du BL provient de plantes vasculaires continentales, très probablement issues de la dégradation *in situ* de la spartine (Figure 13).

Les signatures en $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$ des autres carottes (CC_1, CC_4 et CC_5) sont concentrées au milieu des trois réservoirs potentiels, suggérant un mélange, soit une origine allochtone de la matière organique (Figure 13). La CC_1 avec des valeurs appauvries en ^{13}C se rapproche du signal typiquement rencontré dans de la matière organique du tronçon fluvial de l'estuaire du Saint-Laurent (Imfeld et al., 2022). Les petits écarts-types retrouvés aux carottes de la vasière (CC_4 et CC_5) soulignent la faible variation des paramètres dans la colonne sédimentaire, soit une homogénéisation du sédiment qui se retrouve sur les 30 premiers cm, confirmée par l'analyse des longues carottes (CL_5 à CL_8), section 3.3.2.

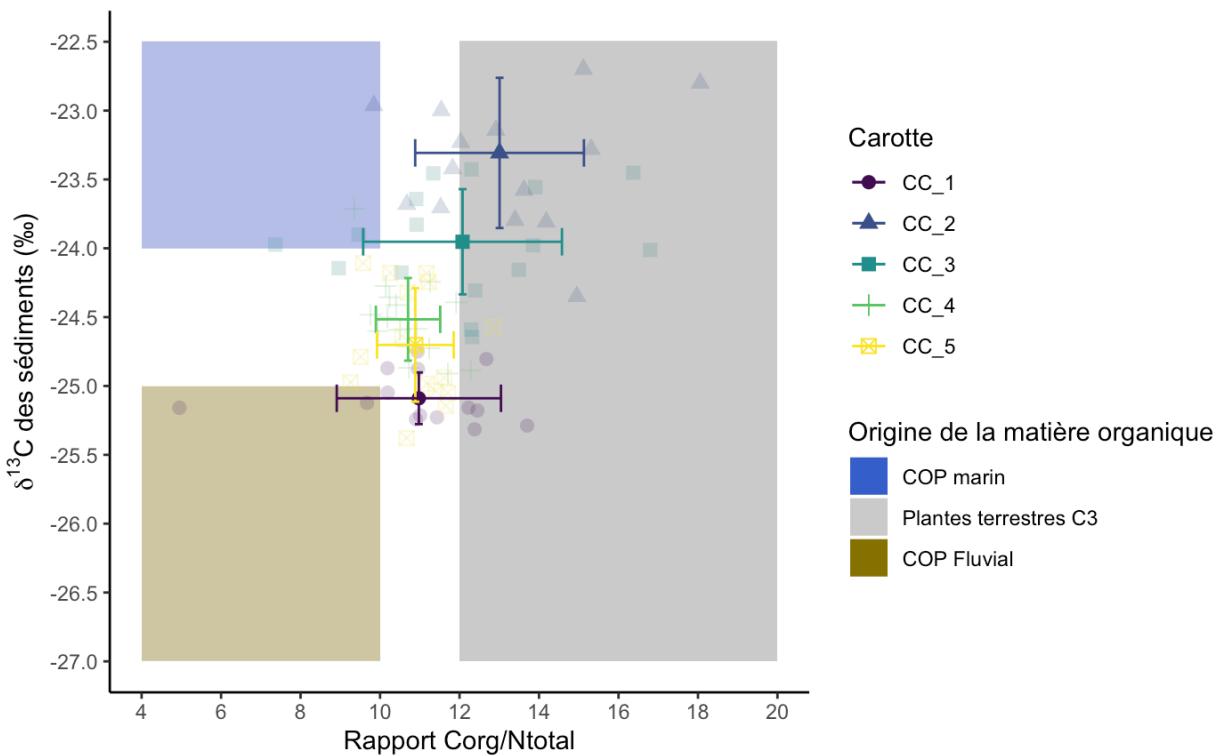


Figure 13. Moyennes et écarts-types standard de la relation entre $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$ et du ratio C:N des 30 premiers cm du sédiment retrouvés aux carottes CC_1 à CC_5 (Figure 7C). Les points foncés représentent la moyenne avec ses barres d'écart-type. Les points pâles représentent toutes les profondeurs échantillonnées. Les valeurs identifiées pour les origines de la matière organique sont tirées de Lamb et al. (2006).

3.3.2 Comparaison de l'environnement de déposition au BL et aux sites témoins

La coloration noire et brune (N1 et 7.5Y 2/4 (Munsell Color (Firm), 2010)) du sédiment des carottes au BL (CL_5 et CL_6) (Figures 15, 16) est en accord avec les fortes teneurs en MO, soient autour de 10 %, ce qui représente le double du contenu mesuré dans le sédiment des sites témoins (CL_7 et CL_8, (Figures 15, 16), qui ont majoritairement une coloration grise (GLEY2 4G5Y 4 (Munsell Color (Firm), 2010)). Les carottes à l'intérieur du BL contiennent en moyenne sur les 40 premiers centimètres deux fois moins d'argile que les carottes témoins ($10,0 \pm 0,2\%$ contre $21 \pm 2\%$). Les silts dominent la composition des sédiments à l'intérieur du BL ($66 \pm 2\%$ contre $50 \pm 3\%$) alors que la teneur en sable est similaire ($24 \pm 2\%$ contre $29 \pm 5\%$). On observe sur les images CT scan que les carottes CL_7 et CL_8 sont plus foncées, donc plus denses, ce qui est confirmé par la densité mesurée au banc MSCL (Figure 14).

Les herbiers du BL (CL_5) et témoin (CL_8), ont les teneurs en MO les plus élevées, celle-ci atteignant un maximum 16% pour la CL_5, alors qu'elle diminue de moitié dans les 5 premiers cm sous la surface. Les images CT scan (Figure 14) montrent la présence de racines et de rhizomes (en blanc sur l'image) sur toute la longueur de la carotte CL_5, alors qu'elles sont présentes majoritairement sur les 10 premiers cm pour la CL_8 pour ensuite se retrouver en faible quantité dans un silt argileux, où sont présentes des couches de déposition de différentes densités horizontales. Les racines et rhizomes se retrouvent cependant majoritairement dans les 20 premiers cm de la CL_5 pour ensuite laisser place à un silt limoneux contenant des racines et rhizomes en décomposition (Figure 14). Les sédiments dénudés de végétation contenaient moins de MO que les herbiers ($10 \pm 1\%$ pour la CL_6 et $4 \pm 1\%$ pour la CL_7) et les teneurs dans la vasière au BL (CL_6) étaient particulièrement homogènes et élevées comparées à celles de la slikke (Figure 15). L'image CT scan révèle des couches horizontales, suggérant un environnement faiblement hydrodynamique dans la vasière alors que le CT scan de la CL_7 montre un changement des densités entre 10-25 cm où se trouve un sédiment moins dense, riche en végétaux en décomposition (Figure 15).

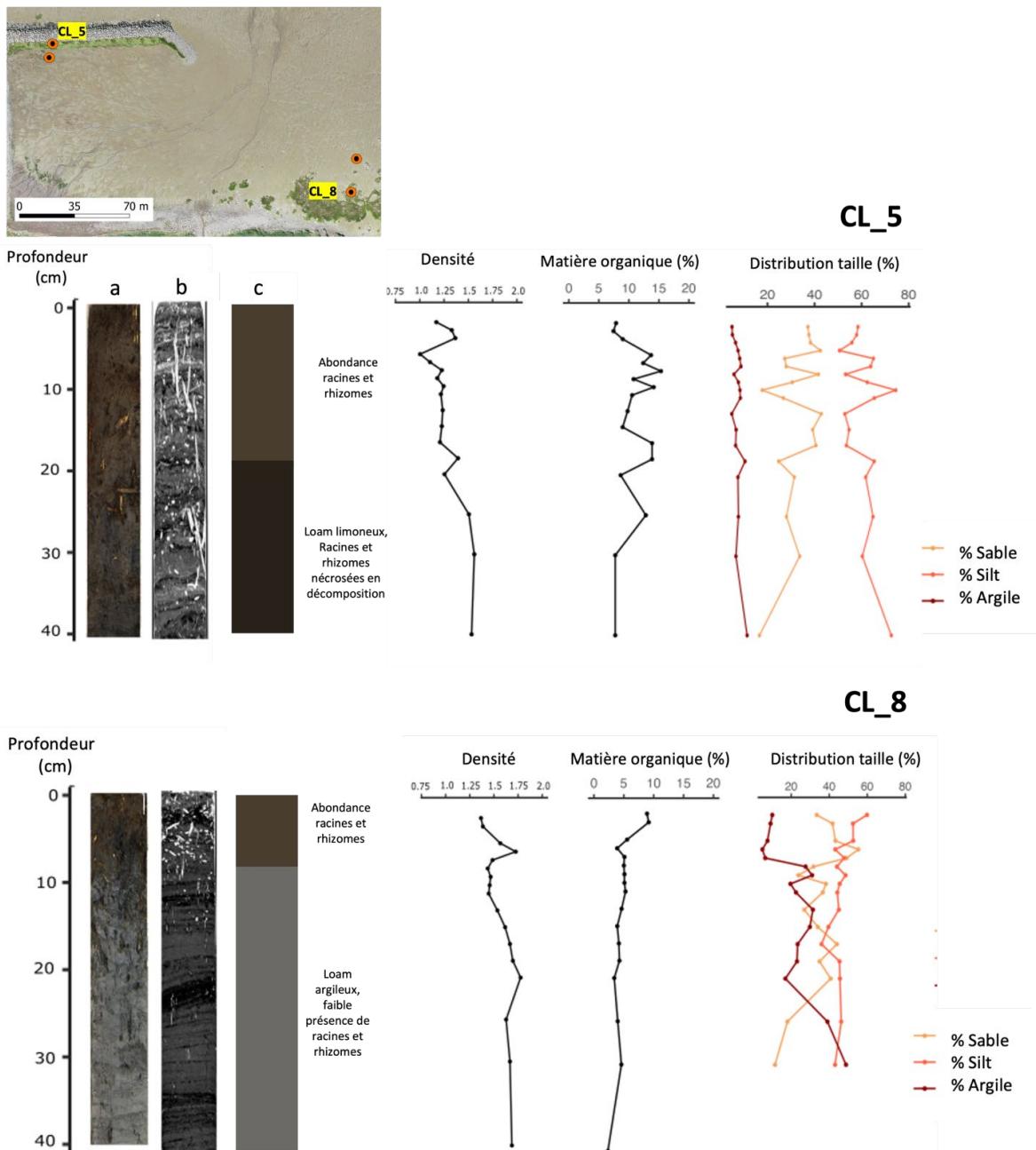


Figure 14 Caractéristiques de subsurfaces des herbiers au BL (CL_5) et témoin (CL_8). a. Images des faces intérieures. b. Vue orthogonale CT scan. c. Schéma stratigraphique. Analyses des densités obtenues du banc MSCL, % matière organique par perte au feu et granulométrie des carottes longues.

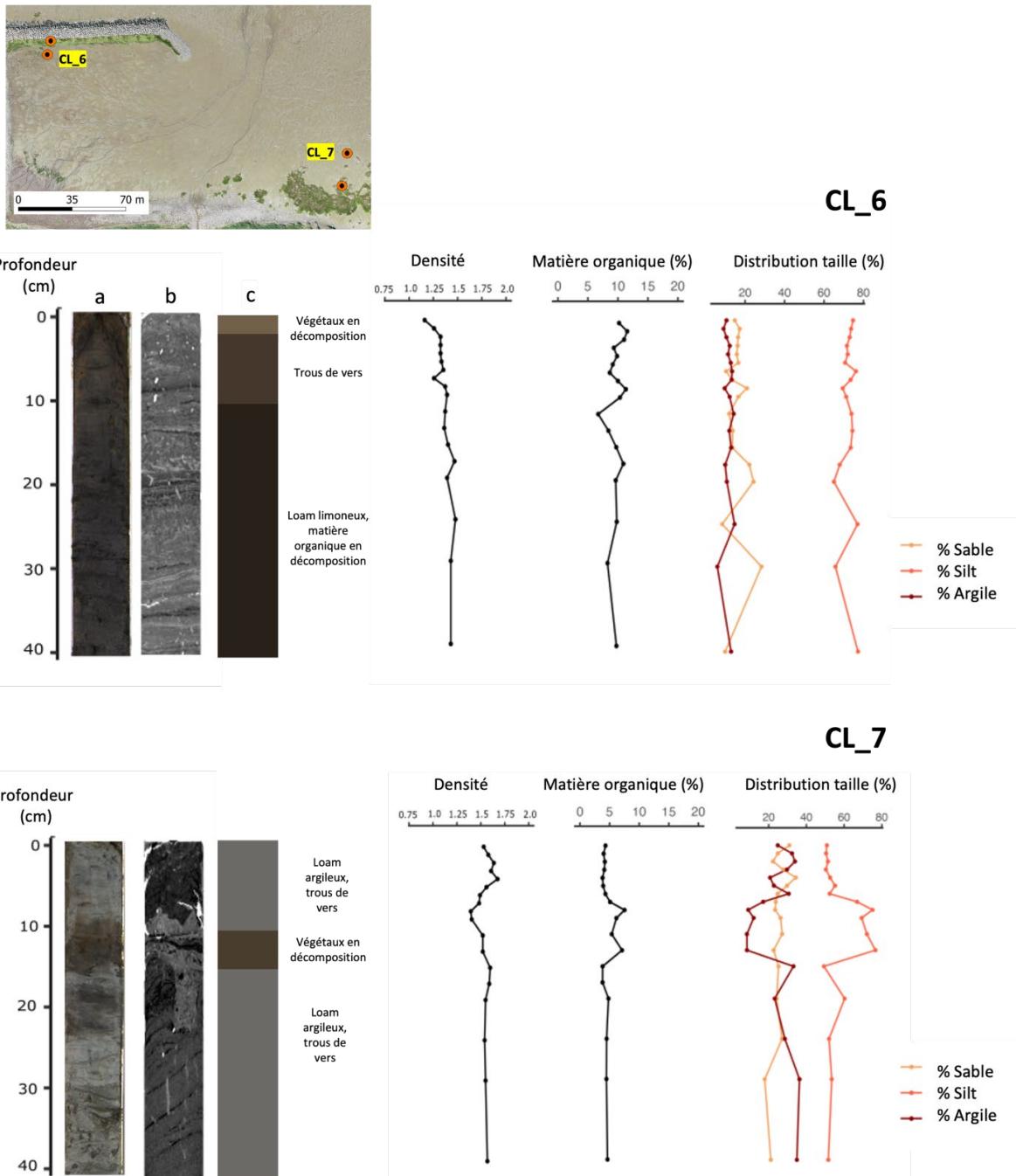


Figure 16 Caractéristiques de subsurfaces de la vasière au BL (CL_6) et de la slikke devant l'herbier témoin (CL_7). a. Images des faces intérieures. b. Vue orthogonale CT scan. c. Schéma stratigraphique. Analyses des densités obtenues du banc MSCL, % matière organique par perte au feu et granulométrie par granulomètre laser des carottes longues.

3.4 STOCKAGE DE CARBONE DANS LA RHIZOSPHERE

3.4.1 Visualisation de la rhizosphère

La visualisation en trois dimensions de la rhizosphère offre un aperçu de la complexité, de l'étendue et des différences du réseau de racines et rhizomes présent sous chacun des herbiers de spartine. Le système racinaire des herbiers situés à l'arrière du BL est plus dense et complexe que celui des herbiers témoins. Alors que les racines et rhizomes sont abondamment représentés sur plus de 40 cm de profondeur aux herbiers à l'intérieur du BL (Figure 15, CC_3 et CC_5), ils semblent se limiter aux 20 premiers cm sous la surface dans les carottes témoin (Figure 15, CC_2 et CC_8). Les racines et rhizomes occupaient entre 6 et 8 % du volume des carottes au BL, contre < 2,0 % dans les carottes témoin.

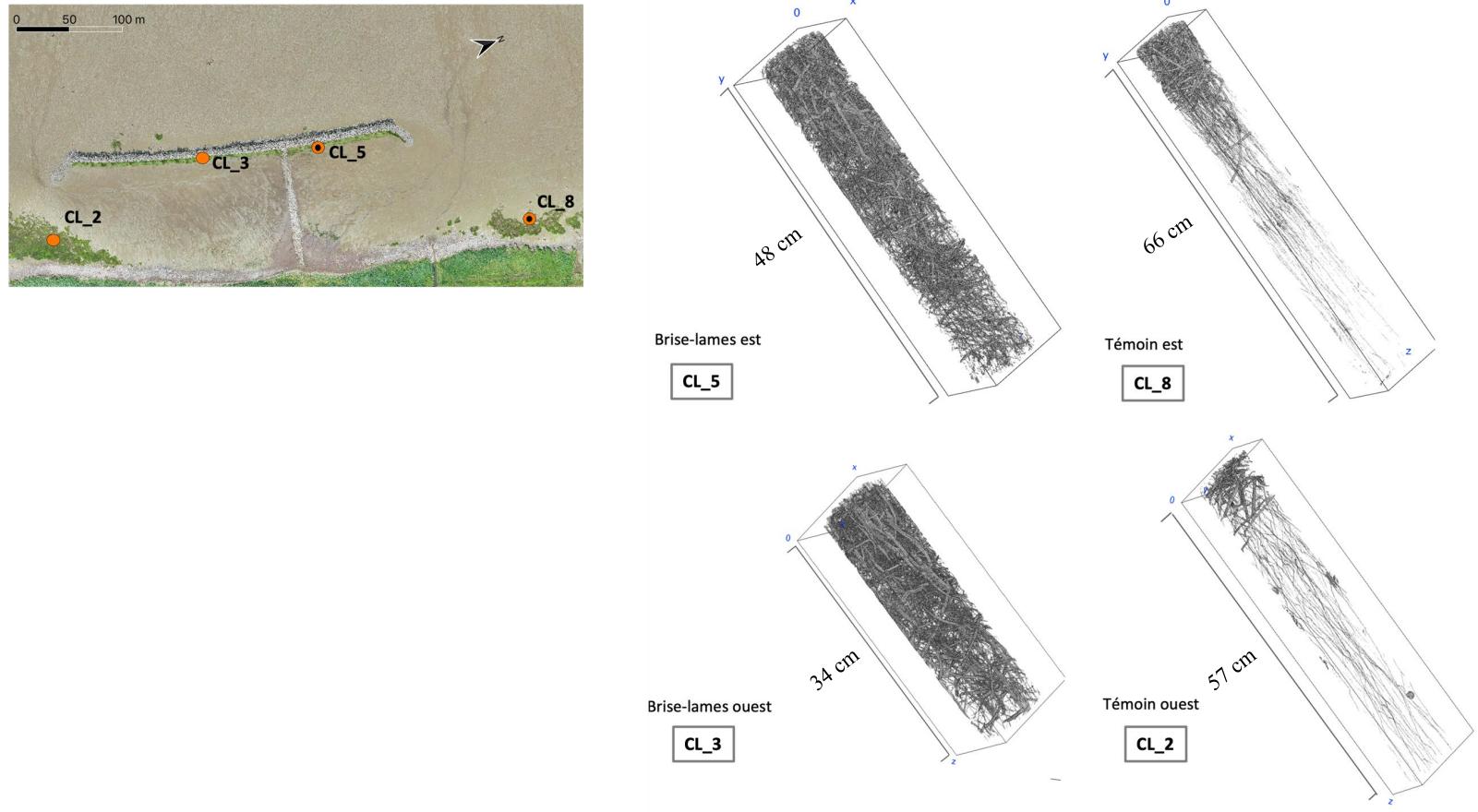


Figure 15. Représentation de la rhizosphère (en gris) des carottes prélevées aux herbiers est (CL_5 et CL_8) et ouest (CL_3 et CL_2) au BL et dans l'herbier témoin. Une animation représentant la vue transversale en trois dimensions d'une visualisation CT scan a été produite et est disponible au <https://youtube.com/shorts/9tGcZWewREs>.

3.4.2 Estimation du stock de carbone

Concernant l'utilisation d'un modèle linéaire pour estimer la masse sèche des carottes CL_2 et CL_3, la tendance linéaire positive significative suggère que ce qui est filtré sur les images CT scan correspond adéquatement à la rhizosphère de la spartine à RDL. Bien que la pente du modèle soit statistiquement significative, la plupart des points sont en dehors de l'intervalle de confiance (Figure 16) nous indiquant des limites d'utilisation de cette approche. Ce modèle sera cependant utilisé comme une première estimation, bien que grossière, du budget relatif de carbone stocké dans la biomasse souterraine entre les différents environnements du marais.

La biomasse aérienne et souterraine (sous les 30 premiers cm de la surface), ainsi que le carbone stocké sont plus élevés dans les carottes des herbiers situés à l'arrière du BL que dans les herbiers témoins (Tableau 7). La biomasse souterraine, considérée vivante, se trouve essentiellement dans les 20 premiers cm sous la surface, avec quatre fois plus de racines et rhizomes présents au BL que dans l'herbier témoin. La quantité de biomasse nécrosée retrouvée entre 20 et 30 cm était 22 fois plus élevée aux herbiers du BL qu'aux témoins. On retrouve finalement pour les 30 premiers cm, trois fois plus de carbone stocké sous les herbiers du BL qu'aux herbiers témoins. Il est à noter cependant que ce calcul ne prend pas en compte le carbone contenu dans la rhizosphère sous 30 cm (Figure 15), compte tenu du fait que la carotte échantillonnée la plus courte était d'une longueur de 34 cm.

Tableau 7. Biomasse sèche et carbone de la rhizosphère des herbiers étudiés

Biomasse et carbone surfacique (Kg /m ²)	BL	Témoin
Biomasse aérienne (N = 1)	7,84	2,66
Biomasse souterraine 0-20 cm (N =2)	3,6 ± 0,2	0,90 ± 0,7
Biomasse souterraine 20-30 cm (N =2)	1,2 ± 0,5	0,056 ± 0,08
Corg 0-20 cm *	1,5 ± 0,07	0,37 ± 0,3
Corg 20-30 cm *	0,4 ± 0,2	0,019 ± 0,03
Somme carbone rhizosphère 0-30 cm	1,9 ± 0,4	0,39 ± 0,2

* Le Corg a été calculé selon les résultats de Kulawardhana et al. (2015) où la biomasse vivante (0-20cm) avait 41,3 g Corg pour 100g de biomasse sèche, contre 34,5 g de Corg pour 100g de biomasse sèche pour la biomasse nécrosée.

CHAPITRE 4 DISCUSSION

Cette recherche avait pour objectif la reconstitution historique de la surface du marais à spartine de RDL perturbé par un brise-lames et la caractérisation de son environnement sédimentaire. L'analyse des photos aériennes prises entre 1963 et 2022 et des données récoltées sur le terrain en 2021 et 2022 ont permis de caractériser et quantifier l'évolution temporelle de l'herbier à spartine ainsi que les impacts potentiels de l'aménagement d'un brise-lames en 2010. Les caractéristiques de la végétation et du sédiment dans l'ensemble du marais incluant un brise-lames comme ouvrage de protection procurent un éclairage original sur les facteurs associés au développement de la spartine et à sa contribution potentielle au stockage de carbone dans le marais de RDL.

Diminution de la superficie des herbiers

Le dynamisme hydrosédimentaire du marais en érosion de RDL, documenté pour la première fois il y a 40 ans par Dionne (1986), se situe dans une tendance globale de réduction des superficies d'écosystèmes côtiers. Depuis 100 ans, l'aire des mangroves et des marais salés aurait globalement été réduite de moitié (Scott et al., 2014) et continuerait de diminuer de 0,13 à 1,5 % par an depuis 24 ans (Fu et al., 2024). Les résultats de notre étude sont cohérents avec la tendance de réduction de la surface des marais salés à l'échelle mondiale, estimée entre 0 et 0,28 % annuellement entre 2000 et 2019 (Fu et al., 2024). Ils concordent également avec la perte généralisée des marais salés du Saint-Laurent attribuée à l'anthropisation des côtes (Careau, 2010). La réduction de presqu'un quart de la superficie du marais de RDL entre 1963 et 2022 est attribuable à des facteurs naturels et anthropiques combinés. Les vents forts d'ouest et sud-ouest entraînent un fort taux de recul du trait de côte à l'est du marais à RDL (Dionne, 1986), alors que la construction de l'autoroute 20 le long de la côte en 1967 empêche le marais de migrer vers le continent (Dionne, 1986; Drapeau, 1992). La reconstitution des variations historiques de la superficie du marais suggère qu'à

grande échelle, l'herbier diminue en superficie depuis 1963, particulièrement dans sa partie est, subissant les plus forts taux d'érosion (jusqu'à 2,4 m de recul par an, Figure 8) (Dionne, 1986; Drapeau, 1992; Zouaghi et al., 2024). À l'échelle du BL, l'implantation de l'ouvrage et la tempête de décembre 2010 au centre du marais concordent avec une perte nette d'herbiers entre 2009 et 2012 à cet endroit (Figure 9A). Toutefois, le BL semble avoir favorisé le développement d'un herbier à spartine de petite superficie ($1\ 260\ m^2$) qui ne compense pas la perte nette ($7\ 405\ m^2$) d'herbier à cet endroit (Figure 9). La mise en place du BL a aussi permis le maintien d'une vasière ($\sim 28\ 000\ m^2$, Figure 5) qui s'est installée à la suite de l'événement de tempête de décembre 2010 et dont les caractéristiques sédimentaires particulières pourraient poser une contrainte à la colonisation pérenne de la spartine.

Un sédiment homogène et piégé par le BL

Malgré l'hétérogénéité des teneurs en MO des sédiments retrouvées dans l'ensemble du marais, celles-ci sont en moyenne ($9 \pm 3\ %$) similaires aux plus faibles valeurs rapportées dans plusieurs marais salés des États-Unis (entre 10 et 15% de MO, Holmquist et al., 2018; Morris et al., 2016). Situé dans l'estuaire du Saint-Laurent sur une côte exposée, le marais de RDL pourrait voir ses apports et accumulations de MO limités, car rapidement dégradés ou remobilisés par la marée comparativement à d'autres marais salés situés en milieu plus abrité et ainsi moins exposés à l'action érosive des vagues (FitzGerald & Hughes, 2021; Mariotti & Fagherazzi, 2013). À l'échelle locale cependant, les caractéristiques sédimentaires de surface au BL sont homogènes (Figure 11). Ces sédiments sont riches en MO ($11 \pm 3\ %$ contre $8 \pm 3\ %$ au marais) et de plus petites tailles granulométriques ($18 \pm 7\ %$ de sable au BL contre $28 \pm 14\ %$ au marais). L'atténuation hydrodynamique causée par le BL entraîne ainsi une rétention accrue des sédiments fins derrière le BL (Martin et al., 2005; Vona et al., 2020), en permettant leur déposition et un plus grand contenu en MO qui n'est pas produite *in situ* (Figure 10).

La vasière se distingue du reste du marais non seulement par ses caractéristiques de surface, mais également par l’homogénéité des paramètres mesurés tout au long de la colonne sédimentaire (voir les carottes CC_4 et CC_5). La déposition uniforme des sédiments, sans granoclassement, suggère qu’un processus sédimentaire événementiel est à l’origine de la vasière. La tempête du 6 décembre 2010 serait ainsi responsable de l’apport d’un sédiment riche en carbone, alors que, par sa structure, le BL aurait empêché l’évacuation de ce sédiment comme cela fut le cas ailleurs dans le marais à RDL. La topographie surélevée de la vasière (0,86 m contre 0,65 m en moyenne dans le reste du marais, Tableau 6) tend également à démontrer l’efficacité du BL à piéger les sédiments. Les événements de tempêtes peuvent en effet apporter une importante quantité de carbone allochtone associé aux sédiments (DeLaune & White, 2012; Parsons, 1998; Turner et al., 2006). Par exemple, l’ouragan Katrina en 2005 aurait apporté $490 \text{ g} \cdot \text{C m}^{-2}$ dans les deltas des rivières Mississippi et Atchafalaya en Louisiane (Mayer et al., 2007; Tobias & Neubauer, 2019), mais, à long terme, le devenir de ce carbone est inconnu (Tobias & Neubauer, 2019).

Bien que la sédimentation contribue au stockage de carbone allochtone dans les sédiments des marais salés, la quantité de carbone provenant de la sédimentation est généralement moindre à celle produite *in situ* par les plantes vasculaires comme la spartine alterniflore (Tobias & Neubauer, 2019). Les taux de sédimentation étant relativement constants depuis 2013 dans la vasière (Zouaghi et al., 2024), ce processus à lui seul ne permettrait pas d’expliquer les grands apports récents en Corg. Ainsi, la tempête de 2010 serait encore en cause : la majeure partie du carbone actuellement présent dans la vasière aurait une origine allochtone et aurait déjà subi des processus de dégradation préalablement à sa remobilisation en 2010 et depuis son dépôt en 2010.

La colonne sédimentaire dans la vasière est riche en matière organique ($10 \pm 1\%$ pour les 40 premiers cm) et en sédiments silteux (à $66 \pm 2\%$ du sédiment, avec un D50 moyen = 17 mm), générant un substrat cohésif et peu dense. L’absence de végétation dans la vasière depuis l’implantation du BL suggère que la MO qui s’y trouve n’est pas issue de la dégradation *in situ* de la spartine, ce qui est corroboré par un sédiment appauvri en ^{13}C ainsi

qu'un faible ratio C:N. Le ratio C:N des stations végétalisées correspond à des valeurs typiquement rencontrées dans d'autres marais salés (Craft et al., 1991; Lamb et al., 2006; Redelstein et al., 2018), mais les faibles valeurs retrouvées dans la vasière suggèrent une matière riche en N, typique d'une MO d'origine marine (Largeau & De Leeuw, 1995; Valiela et al., 1985) ou de matière dont une forte proportion de carbone a été dégradée. Il est à noter que le ratio C:N du sédiment pourrait avoir été influencé également par la décomposition de fragments de phragmites provenant d'une colonie à proximité du site. L'origine des sédiments constituant la vasière est difficile à déterminer, mais nos résultats suggèrent que le Corg de la vasière est issu d'un mélange de Corg particulaire marin, fluvial et de plantes terrestres, ce qui est typique des marais salés (Lamb et al., 2006; Redelstein et al., 2018).

Malgré les grandes teneurs en Corg de la vasière à RDL, ce carbone semble réfractaire à l'activité microbienne, la fraction labile ayant déjà probablement été consommée préalablement au dépôt. En effet, plus une MO est minéralisée, plus la MO restante devient récalcitrante et moins celle-ci est susceptible d'être dégradée (Neubauer et al., 2005; Sutton-Grier et al., 2011). Le sédiment de la vasière est en moyenne légèrement plus enrichie en ^{13}C par rapport à la carotte CC_1, prise dans la vase nue au large du BL. Cet enrichissement montre que l'isotope 12 du carbone, plus léger et réactif, a été consommé par l'activité microbienne (Figure 13) (Schulz & Zabel, 2006). Le Corg de la vasière pourrait être à l'abri de la dégradation en formant, par exemple, des complexes de type organominéral dans la matrice sédimentaire (Hemingway et al., 2019). L'absence de composés phytotoxiques issus de la sulfato-réduction (H_2S) dans les sédiments de la vasière (Annexe 2) souligne aussi l'absence de processus de minéralisation (Jørgensen & Kasten, 2006). Cette situation sédimentaire particulière à la vasière est peu documentée dans la littérature sur le carbone des marais salés : en conditions normales, plus un sédiment est riche en Corg, plus son potentiel de minéralisation est grand (Sutton-Grier et al., 2011; Tobias & Neubauer, 2019). Dans la vasière de RDL cependant, la haute teneur en Corg correspondrait à une MO réfractaire, non biodisponible et qui, contrairement à ce qui serait attendu, n'est pas corrélée positivement aux résultats d'analyse de perte au feu (Annexe 3). Les caractéristiques particulières de cet environnement de déposition ont donc influencé notre choix de variables

pour le calcul du stock de carbone, en écartant la MO obtenue par perte au feu comme proxy du Corg sédimentaire.

La perte au feu comme proxy du Corg dans le sédiment

La relation entre les valeurs de MO obtenues par perte au feu et le Corg démontre une situation particulière dans la vasière, où le Corg de la vasière ne suit pas une régression positive avec la MO obtenue par perte au feu (CC_4 et CC_5, Annexe 3). On remarque que ces carottes sont caractérisées par un enrichissement en ^{13}C , avec une haute teneur en Corg, mais un petit pourcentage de MO obtenu par perte au feu. C'est une relation linéaire positive qui est normalement attendue entre la MO obtenue par perte au feu et la teneur de Corg du sédiment, si bien que la MO est fréquemment utilisée comme proxy du Corg dans les marais salés (Chmura et al., 2003; Craft et al., 1991; Gu et al., 2020; Maxwell et al., 2023; Van Ardenne et al., 2018; Yu & Chmura, 2009). La perte au feu est une méthode qui peut en effet surestimer les teneurs en MO dans des sédiments riches en carbonates, qui ont des températures de combustion similaires à celles de la MO (Leong & Tanner, 1999) et en argile, dont l'eau structurante peut s'évaporer durant la combustion (Ball, 1964). Mais dans la vasière, la perte au feu semble avoir sous-estimé la teneur en MO du sédiment, qui serait riche en Corg réfractaire (Annexe 3).

Dans ce contexte, l'utilisation de la MO obtenue par la méthode de la perte au feu comme proxy du contenu en Corg dans les sédiments semble limitée. Pour les calculs subséquents de stockage de carbone du marais de RDL, l'utilisation de la biomasse sèche de la rhizosphère des herbiers à spartine a donc été préférée. Ce choix est également conforme à la définition de « carbone bleu », nécessitant une séquestration d'au moins 100 ans (Fearnside, 2002), le devenir du carbone apporté par les tempêtes (ou des événements extrêmes) dans les marais salés étant encore inconnu (Tobias & Neubauer, 2019).

Un herbier productif et stockant du carbone au BL

Le dénivelé offert par la structure rocheuse du BL a créé une surélévation locale qui est exondée durant une plus longue période entre les marées hautes et qui bénéficie d'un drainage de surface accru permettant un renouvellement des eaux de surface (Cao et al., 2021). Cette particularité topographique a facilité le développement, à proximité immédiate de l'ouvrage, d'une formation de spartine alterniflore de grande taille (taille > 80 cm). La bonne oxygénation des sédiments de surface et la diffusion de l'oxygène favorisent la production d'espèces oxydantes à la surface (voir profils de pénétration d'oxygène au BL, Zouaghi et al., 2021) et limitent la diffusion d'espèces chimiques réduites comme les sulfures qui inhibent l'assimilation d'azote par la plante (Bradley & Morris, 1990; Howes et al., 1986; Lamers et al., 2013; Linthurst & Seneca, 1980; Mendelsohn & Morris, 2002). La productivité végétale dans ce type d'environnement est ainsi favorisée par une rétroaction positive impliquant l'assimilation de l'azote, l'oxydation du sédiment et le renouvellement des eaux de surface (Cao et al., 2021, 2022; Howes et al., 1986; Yuan et al., 2020).

L'accumulation de biomasse souterraine par l'herbier à spartine développée au BL, caractérisée par la présence de racines et rhizomes sous les 20 premiers cm (Figure 15), suggère que l'accrétion verticale y est plus importante que dans les herbiers témoins. Cette accumulation serait récente car, selon l'analyse des images historiques disponibles, l'herbier n'y est présent seulement que depuis 2012, alors que les herbiers témoins sont présents à cet endroit depuis 1963 (voir animation dans la légende du Tableau 4). Les images tomodensitométriques permettent de visualiser et d'estimer la biomasse souterraine sèche de spartine (Blum & Davey, 2013; Darby & Turner, 2008; Davey et al., 2011). À notre connaissance, c'est la première fois que les résultats, tirés de cette méthode non destructrice, sont utilisés pour estimer le stockage de carbone, probablement dû aux coûts élevés de cette méthode et aux incertitudes quant aux résultats de biomasse qui ne sont pas des mesures directes (Taina et al., 2008).

Afin d'évaluer l'impact de la perte d'herbier sur le stock de carbone, les résultats des superficies gagnées et perdues autour du BL entre 2009 et 2022 ainsi que la somme du carbone de la rhizosphère 0-30 cm ont été utilisés pour calculer le stock de carbone total et sont présentés au Tableau 8. Pour ce calcul, la surface d'herbier perdue a été évaluée comme équivalente à celle de l'herbier témoin, tandis que la surface d'herbier gagnée équivaut à celle de l'herbier au BL. Le stockage a été calculé à partir des résultats de carbone de la biomasse souterraine associés aux différents herbiers, le stock de carbone de l'herbier du BL est plus important que celui des herbiers témoins ($1,9 \pm 0,4 \text{ Kg}\cdot\text{C}/\text{m}^2$ contre $0,39 \pm 0,2 \text{ Kg}\cdot\text{C}/\text{m}^2$, respectivement). Les biomasses souterraines des herbiers sont plus faibles pour les témoins et similaires pour le BL (respectivement $0,9 \pm 0,7$ et $3,6 \pm 0,2 \text{ Kg/m}^2$) à des herbiers de spartine à New York (allant de $2,1 \pm 0,7$ à $3,3 \pm 0,6 \text{ Kg}\cdot\text{C}/\text{m}^2$, (Davey et al., 2011)). Le stock de carbone de la rhizosphère des herbiers témoins ($0,15 \pm 0,12 \text{ Kg C}/\text{m}^2$) est similaire à ceux retrouvés par Kulawardhana et al. (2015) dans des herbiers à spartine au Texas ($0,22 \pm 0,017 \text{ Kg C}/\text{m}^2$), alors que le stock des herbiers au BL à RDL est supérieur ($0,62 \pm 0,15 \text{ Kg C}/\text{m}^2$). Les résultats montrent que le carbone perdu suite à la période suivant la construction du BL est plus important que celui qui a été gagné à proximité immédiate du BL, avec une différence de $481 \text{ Kg}\cdot\text{C}$ ($2888 - 2407 \text{ Kg}\cdot\text{C}$) (Tableau 8). Il faudrait ainsi un ajout au marais de $\sim 250 \text{ m}^2$ d'herbier à spartine aussi vigoureux que celui retrouvé au BL pour compenser ce qui a été perdu. La petite superficie de l'herbier au BL ne permet donc pas de compenser pour la perte d'herbier encourue par l'implantation du BL.

Tableau 8 . Stockage de carbone surfacique contenu dans la rhizosphère

	Superficie (m^2)	Stockage de carbone surfacique ($\text{Kg}\cdot\text{C}/\text{m}^2$)	Stockage de carbone ($\text{Kg}\cdot\text{C}$)
Herbier perdu	7 405	0,39	2 888
Herbier gagné au BL	1 260	1,91	2 407

*Le calcul est basé sur l'analyse des 30 premiers cm de la biomasse souterraine de la spartine appliquée aux superficies perdues et gagnées entre 2009 et 2022 au brise-lames de RDL. Le potentiel de stockage a été estimé à partir de la biomasse souterraine de deux carottes de chaque herbier.

L'érosion du marais de RDL pourrait avoir un impact négatif sur la capacité de ce milieu à séquestrer le carbone. Les marais salés en érosion peuvent en effet devenir des sources de carbone lorsque le carbone stocké est pris en charge puis transporté latéralement par les marées (Theuerkauf et al., 2015). Il est ainsi difficile de savoir si le temps de résidence du carbone qui est stocké dans la rhizosphère des herbiers de RDL sera suffisant pour qu'il soit considéré comme séquestré (c.à d. enfoui depuis un minimum de 100 ans selon Fearnside, 2002), particulièrement pour les herbiers témoins qui ne semblent pas être en accrétion. Finalement, la capacité des marais salés à séquestrer du carbone à long terme a été récemment questionnée par Williamson & Gattuso (2022), notamment à cause des processus de remobilisation et de transport latéral de carbone, où dans certain cas, la quantité de carbone exporté du marais surpasserait celle qui y est enfouie. Si un herbier tel que celui retrouvé au BL pouvait coloniser la vasière de manière pérenne, ce dernier permettrait probablement un stockage de carbone dépassant le stock des herbiers perdus par la construction de l'ouvrage. Or, malgré les plants vigoureux qui y sont retrouvés, la superficie de l'herbier au BL est relativement stable et son expansion vers la côte ne progresse pas (données non montrées). À l'été 2022, toutefois, une expansion de l'herbier vers la vasière avait été observée. Au bout de quelques semaines, cependant, cette expansion a été stoppée et a régressé, le détail de ces observations est donné dans l'Annexe 4.

Le troisième objectif du projet visait à estimer le stock de carbone de biomasse souterraine dans une perspective de service écosystémique par séquestration du carbone atmosphérique. Cependant, la dynamique du stockage et de la séquestration du carbone dans les marais salés est un sujet présentement débattu (Mason et al., 2024; Williamson et al., 2024; Williamson & Gattuso, 2022). Alors qu'on attribuait la majorité des apports de carbone organique dans les marais salés aux plantes vasculaires (Mayor & Hicks, 2009), certaines études récentes ont montré qu'une grande fraction du carbone organique retrouvé dans les marais salés aurait une origine allochtone, car le carbone autochtone issu de la dégradation végétale *in situ* serait plus rapidement retiré de la colonne sédimentaire que le carbone allochtone lors du processus de séquestration (Komada et al., 2022; Smeaton et al., 2024; Van de Broek et al., 2018; Williamson & Gattuso, 2022). Cette situation, ainsi que la

problématique du transport latéral de carbone, remet en question la capacité des marais à agir comme puit de carbone atmosphérique (Williamson & Gattuso, 2022). Malgré tout, le retrait et la séquestration de carbone atmosphérique est encore un service écosystémique utilisé pour justifier la conservation et la restauration des marais salés (Hilmi et al., 2021; Mason et al., 2023; Mcleod et al., 2011; Temmink et al., 2022).

CONCLUSION

La lutte contre l'érosion côtière représente un défi qui continuera à prendre de l'importance dans les prochaines années, avec la hausse anticipée du niveau marin global et de la fréquence des événements de tempête, couplée à une anthropisation croissante du littoral. Alors que la construction de structures rigides est la solution la plus utilisée présentement pour répondre à cette problématique au Québec (Drejza et al., 2015), il apparaît que coupler de telles structures avec la revégétalisation des marais serait une stratégie plus efficace à long terme (Huynh et al., 2024). Pour atteindre les cibles de biodiversité de l'accord Kunming-Montréal d'ici 2030, ce sont également entre 10 467 et 17 296 km² de marais salés qui devront être restaurés mondialement. Dans cette étude nous avons documenté la dynamique récente d'un marais salé en érosion où ces deux mesures ont été appliquées. En reconstituant l'évolution de la superficie du marais à travers le temps et en caractérisant son environnement sédimentaire actuel, cette étude a permis de comprendre l'évolution et les enjeux de restauration végétale soulevés par le cas du marais salé de RDL.

La photo-interprétation d'une série temporelle d'images a permis d'atteindre le premier objectif visant à comprendre l'évolution temporelle de l'herbier à spartine depuis 1960. L'herbier du schorre inférieur du marais diminue depuis 1963, ayant perdu un cinquième de sa superficie depuis cette date, particulièrement dans sa partie est qui s'érode le plus rapidement. À l'échelle locale, la mise en place du BL en 2010 concorde avec la disparition de l'herbier qui y existait auparavant et avec l'implantation d'un mince herbier adjacent à la partie sud de l'ouvrage.

Le second objectif de l'étude consistait à caractériser les variations spatiales de la végétation du marais et des conditions sédimentaires de surface. Malgré l'hétérogénéité de cet environnement sédimentaire, nos analyses ont démontré que la structure rigide du BL est associée au dépôt et à la rétention d'une importante couche de sédiments fins, riche en matière organique, et dépourvue de végétation.

Les troisième et quatrième objectifs du projet consistaient à caractériser plus précisément la végétation et le sédiment à proximité immédiate du BL. Selon toute vraisemblance, la vasière à l'intérieur du BL aurait comme origine la tempête du 6 décembre 2010, celle-ci amenant avec elle une grande quantité de sédiments ne pouvant être évacuée. Ce sédiment est homogène sur les 40 premiers cm sous la surface et contient du carbone réfractaire qui est issu des milieux terrestres, fluviaux et marins. Le sédiment de cette vasière entrave manifestement l'implantation à long terme de la spartine, une situation qui contraste fortement avec l'étroit cordon de spartine en accrétion qui jouxte le BL. La vigueur de la spartine à cet endroit précis suggère la possibilité que cet herbier puisse contribuer au stockage in situ de carbone dans le marais de RDL. Toutefois, sa superficie n'est pas suffisante pour compenser, en termes de stock de carbone, la perte d'herbier suivant la construction du BL en 2010.

Limits de l'étude

Les résultats présentés contiennent plusieurs limites à leur interprétation et découlent des méthodes utilisées dans le projet, certaines analyses complémentaires auraient permis un portrait plus précis de la dynamique du marais. La photo-interprétation par exemple peut être biaisée par les moments auxquels les images aériennes historiques sont captées, moments qui ne correspondent pas toujours au maximum de croissance des herbiers de spartine à la fin de l'été. L'intégration dans l'étude des taux d'accrétion sédimentaire, en utilisant par exemple des isotopes stables comme le Pb²¹⁰ ou le Cs¹³⁷ aurait été intéressante. Elle nous aurait permis de confirmer l'impact de la tempête de 2010 ainsi que d'estimer précisément la quantité de sédiment introduit puis piégé par la structure rigide. Une étude minéralogique du sédiment nous aurait également permis de connaître précisément sa composition et ainsi mieux cerner ses sources sédimentaires. Finalement, l'analyse du carbone stocké pourrait être grandement affinée en mesurant directement le carbone organique des racines et des rhizomes. Par ailleurs, l'estimation du stock n'a été réalisée qu'à partir de quatre carottes, ce qui est insuffisant pour une caractérisation du stockage de carbone dans l'ensemble du marais salé.

Les méthodes utilisées présentement pour mesurer le stockage et la séquestration du carbone dans les marais salés diffèrent énormément présentement entre les études, Tobias & Neubauer (2019) ont identifié qu'une standardisation des échelles de temps et des méthodes est nécessaire afin de mieux définir l'accrétion, l'enfouissement et la définition de carbone bleu dans la communauté scientifique.

L'interdisciplinarité en sciences côtières

Notre approche interdisciplinaire (chimie, géographie et biologie) pour étudier un site complexe présentant des mesures d'atténuation variées (structure rigide et revégétalisation) souligne la pertinence d'une approche intégrée lors de projets menés en zones côtières. Nos résultats montrent l'importance de prendre en compte, lors d'efforts de restauration écologique, les événements historiques comme les tempêtes survenues au site à l'étude. En effet, si la tempête de 2010 n'avait pas apporté de sédiment, ou si le BL avait permis le lessivage de ce dernier, peut-être que la revégétalisation de 2013 aurait été une réussite. L'environnement sédimentaire de la vasière à RDL est particulier et il serait intéressant de s'attarder aux interventions qui lui permettraient de supporter une colonisation par la spartine. La partie est de RDL subissant encore de l'érosion et nécessitant peut-être prochainement d'autres ouvrages de protection comme des BL, il serait pertinent de travailler avec des spécialistes en génie côtier pour tester si, par exemple, un retrait des sédiments déposés par la tempête ou un ajout structurant au substrat afin d'augmenter sa densité permettraient aux végétaux de recoloniser le milieu. Le broutage par les oiseaux pourrait également avoir été un facteur nuisible à l'implantation de la spartine, la construction d'exclos pourrait donc être envisagée lors de prochaines campagnes de restauration végétale.

Finalement, même si notre étude inclut plusieurs disciplines propres aux sciences naturelles, l'aménagement du territoire reste dans notre angle mort. En effet, la question de l'occupation d'un environnement dynamique comme le littoral est peu remise en question alors que les efforts d'adaptation aux aléas, eux, ne cessent de croître.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Airoldi, L., Abbiati, M., Beck, M. W., Hawkins, S. J., Jonsson, P. R., Martin, D., Moschella, P. S., Sundelöf, A., Thompson, R. C., & Åberg, P. (2005). An ecological perspective on the deployment and design of low-crested and other hard coastal defence structures. *Coastal Engineering*, 52(10-11), 1073-1087. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2005.09.007>
- Alongi, D. M. (2020). Carbon Balance in Salt Marsh and Mangrove Ecosystems : A Global Synthesis. *Journal of Marine Science and Engineering*, 8(10), 767. <https://doi.org/10.3390/jmse8100767>
- Ball, D. F. (1964). Loss-on-ignition as an estimate of organic matter and organic carbon in calcareous soils. *Journal of Soil Science*, 15(1), 84-92. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1964.tb00247.x>
- Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., & Silliman, B. R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81(2), 169-193. <https://doi.org/10.1890/10-1510.1>
- Bayraktarov, E., Saunders, M. I., Abdullah, S., Mills, M., Beher, J., Possingham, H. P., Mumby, P. J., & Lovelock, C. E. (2016). The cost and feasibility of marine coastal restoration. *Ecological Applications*, 26(4), 1055-1074. <https://doi.org/10.1890/15-1077>
- Beaudoin, A. (2003). A comparison of two methods for estimating the organic content of sediments. 4.
- Bernatchez, P., & Dubois, J.-M. M. (2006). Bilan des connaissances de la dynamique de l'érosion des côtes du Québec maritime laurentien. *Géographie physique et Quaternaire*, 58(1), 45-71. <https://doi.org/10.7202/013110ar>
- Bernatchez, P., & Quintin, C. (2016). Potentiel de migration des écosystèmes côtiers meubles québécois de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent dans le contexte de la hausse appréhendée du niveau de la mer. *Le Naturaliste canadien*, 140(2), 91-104. <https://doi.org/10.7202/1036507ar>
- Bertness, M. D. (2007). *Atlantic Shorelines : Natural History and Ecology*. Princeton University Press.
- Blum, L., & Davey, E. (2013). Below the Salt Marsh Surface : Visualization of Plant Roots by Computer-Aided Tomography. *Oceanography*, 26(3), 85-87. <https://doi.org/10.5670/oceanog.2013.49>

Bouma, T., Friedrichs, M., Klaassen, P., van Wesenbeeck, B., Brun, F., Temmerman, S., van Katwijk, M., Graf, G., & Herman, P. (2009). Effects of shoot stiffness, shoot size and current velocity on scouring sediment from around seedlings and propagules. *Marine Ecology Progress Series*, 388, 293-297. <https://doi.org/10.3354/meps08130>

Bouma, T. J., Friedrichs, M., van Wesenbeeck, B. K., Temmerman, S., Graf, G., & Herman, P. M. J. (2009). Density-dependent linkage of scale-dependent feedbacks : A flume study on the intertidal macrophyte *Spartina anglica*. *Oikos*, 118(2), 260-268. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2008.16892.x>

Bouma, T. J., van Belzen, J., Balke, T., Zhu, Z., Airoldi, L., Blight, A. J., Davies, A. J., Galvan, C., Hawkins, S. J., Hoggart, S. P. G., Lara, J. L., Losada, I. J., Maza, M., Ondiviela, B., Skov, M. W., Strain, E. M., Thompson, R. C., Yang, S., Zanuttigh, B., ... Herman, P. M. J. (2014). Identifying knowledge gaps hampering application of intertidal habitats in coastal protection : Opportunities & steps to take. *Coastal Engineering*, 87, 147-157. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2013.11.014>

Bradley, P. M., & Morris, J. T. (1990). Influence of Oxygen and Sulfide Concentration on Nitrogen Uptake Kinetics in *Spartina Alterniflora*. *Ecology*, 71(1), 282-287. <https://doi.org/10.2307/1940267>

Brewer, J. S., & Bertness, M. D. (1996). Disturbance and Intraspecific Variation in the Clonal Morphology of Salt Marsh Perennials. *Oikos*, 77(1), 107. <https://doi.org/10.2307/3545590>

Brückner, M. Z. M., Schwarz, C., Dijk, W. M., Oorschot, M., Douma, H., & Kleinhans, M. G. (2019). Salt Marsh Establishment and Eco-Engineering Effects in Dynamic Estuaries Determined by Species Growth and Mortality. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 124(12), 2962-2986. <https://doi.org/10.1029/2019JF005092>

Calvin, K., Dasgupta, D., Krinner, G., Mukherji, A., Thorne, P. W., Trisos, C., Romero, J., Aldunce, P., Barrett, K., Blanco, G., Cheung, W. W. L., Connors, S., Denton, F., Diongue-Niang, A., Dodman, D., Garschagen, M., Geden, O., Hayward, B., Jones, C., ... Péan, C. (2023). IPCC, 2023 : Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland. (First). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). <https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647>

- Cao, H., Zhu, Z., Belzen, J., Gourgue, O., Koppel, J., Temmerman, O. S., Herman, P. M. J., Zhang, L., Yuan, L., & Bouma, T. J. (2021). Salt marsh establishment in poorly consolidated muddy systems : Effects of surface drainage, elevation, and plant age. *Ecosphere*, 12(9). <https://doi.org/10.1002/ecs2.3755>
- Cao, H., Zhu, Z., Hu, Z., Wang, H., & Bouma, T. J. (2022). Drainage-Improved Sediment Strength Enhances Saltmarsh Seedling Establishment Chance. *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2022.874680>
- Careau, C. (2010). Les marais intertidaux du Saint-Laurent : Complexités et dynamiques naturelles et culturelles [Mémoire].
<https://corpus.ulaval.ca/jspui/browse?type=author&order=ASC&rpp=20&authority=b2b41b11-44f0-4db3-8e83-05f83bc4f5b6>
- Chausson, A., Turner, B., Seddon, D., Chabaneix, N., Girardin, C. A. J., Kapos, V., Key, I., Roe, D., Smith, A., Woroniecki, S., & Seddon, N. (2020). Mapping the effectiveness of nature-based solutions for climate change adaptation. *Global Change Biology*, 26(11), 6134-6155. <https://doi.org/10.1111/gcb.15310>
- Chmura, G. L., Anisfeld, S. C., Cahoon, D. R., & Lynch, J. C. (2003). Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 17(4), 2002GB001917. <https://doi.org/10.1029/2002GB001917>
- Church, J., A., & Clark, P., U. (2013). Sea level change IPCC.
https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/WG1AR5_Chapter13_FINAL.pdf (p. 80).
- Cima+. (2009). Demande de certificat d'autorisation—Projet de protection de l'autoroute 20 et de restauration du marais de Rivière-du-Loup.
- Cima+. (2011). Avis technique.
- Cima+. (2012). Protection de l'autoroute 20 et restauration du marais de Rivière-du-Loup – Projet pilote—RÉSULTATS DU SUIVI SÉDIMENTAIRE.
- Cornellier, F., Mikimodan, S. M., Bazinet, T., Bouchard, É., Brodeur-Girard, S., Gervais, C., Lacombe, M.-E., Mark, J., & Mikimodan, S. M. (2024). Guide de référence du principe de reconnaissance territoriale de l'UQAT. UQAT.
- Costanza, R., Farber, S. C., & Maxwell, J. (1989). Valuation and management of wetland ecosystems. *Ecological Economics*, 1(4), 335-361. [https://doi.org/10.1016/0921-8009\(89\)90014-1](https://doi.org/10.1016/0921-8009(89)90014-1)

- Craft, C. B., Seneca, E. D., & Broome, S. W. (1991). Loss on Ignition and Kjeldahl Digestion for Estimating Organic Carbon and Total Nitrogen in Estuarine Marsh Soils : Calibration with Dry Combustion. *Estuaries*, 14(2), 175. <https://doi.org/10.2307/1351691>
- Craft, C., Clough, J., Ehman, J., Joye, S., Park, R., Pennings, S., Guo, H., & Machmuller, M. (2009). Forecasting the effects of accelerated sea-level rise on tidal marsh ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(2), 73-78. <https://doi.org/10.1890/070219>
- Dalrymple, R. W., & James, N. P. (avec Association géologique du Canada). (2010). Facies models 4. Geological association of Canada.
- Darby, F. A., & Turner, R. E. (2008). Below- and Aboveground *Spartina alterniflora* Production in a Louisiana Salt Marsh. *Estuaries and Coasts*, 31(1), 223-231. <https://doi.org/10.1007/s12237-007-9014-7>
- Davey, E., Wigand, C., Johnson, R., Sundberg, K., Morris, J., & Roman, C. T. (2011). Use of computed tomography imaging for quantifying coarse roots, rhizomes, peat, and particle densities in marsh soils. *Ecological Applications*, 21(6), 2156-2171. <https://doi.org/10.1890/10-2037.1>
- De Groot, R. S., Blignaut, J., Van Der Ploeg, S., Aronson, J., Elmquist, T., & Farley, J. (2013). Benefits of Investing in Ecosystem Restoration. *Conservation Biology*, 27(6), 1286-1293. <https://doi.org/10.1111/cobi.12158>
- DeLaune, R. D., & White, J. R. (2012). Will coastal wetlands continue to sequester carbon in response to an increase in global sea level? : A case study of the rapidly subsiding Mississippi river deltaic plain. *Climatic Change*, 110(1-2), 297-314. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0089-6>
- Dessau. (2013). Suivi des travaux d'enrochement et de restauration du marais de Rivière-du-Loup.
- Didier, D., Baudry, J., Bernatchez, P., Dumont, D., Sadegh, M., Bismuth, E., Bandet, M., Dugas, S., & Sévigny, C. (2019). Multihazard simulation for coastal flood mapping : Bathtub versus numerical modelling in an open estuary, Eastern Canada. *Journal of Flood Risk Management*, 12. Wiley Online Library. <https://doi.org/10.1111/jfr3.12505>
- Dionne, J.-C. (1986). Érosion récente des marais intertidaux de l'estuaire du Saint-Laurent, Québec. *Géographie Physique et Quaternaire*, 40(3), 307-323. <https://doi.org/10.7202/032651ar>

Dionne, J.-C. (2006). Âge et taux moyen d'accréation verticale des schorres du Saint-Laurent estuaire, en particulier ceux de Montmagny et de Sainte-Anne-de-Beaupré, Québec. *Géographie physique et Quaternaire*, 58(1), 73-108. <https://doi.org/10.7202/013111ar>

Drapeau, G. (1992). Dynamique sédimentaire des littoraux de l'estuaire du Saint-Laurent. *Géographie physique et Quaternaire*, 46(2), 233-242. <https://doi.org/10.7202/032907ar>

Drejza, S., Friesinger, S., Bernatchez, P., & Marie, G. (2015). Vulnérabilité des infrastructures routières de l'Est du Québec à l'érosion et à la submersion côtière dans un contexte de changements climatiques : Volume 3 Développement d'une approche et d'un indice pour quantifier la vulnérabilité des infrastructures routières à l'érosion et à la submersion côtière dans un contexte de changements climatiques sur 9 sites témoins Projet X008.1. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2577.9368>

Englobe. (2014). Suivi des travaux d'enrochement et de restauration du marais de Rivière-du-Loup.

Englobe. (2016). Suivi des travaux d'enrochement et de restauration du marais de Rivière-du-Loup.

Fearnside, P. M. (2002). Why a 100-Year Time Horizon should be used for Global Warming Mitigation Calculations.

FitzGerald, D. M., & Hughes, Z. J. (2021). Salt marshes : Function, dynamics, and stresses. Cambridge University Press; WorldCat.org.

Fu, C., Steckbauer, A., Mann, H., & Duarte, C. M. (2024). Achieving the Kunming-Montreal global biodiversity targets for blue carbon ecosystems. *Nature Reviews Earth & Environment*, 5(7), 538-552. <https://doi.org/10.1038/s43017-024-00566-6>

Gallagher, J. L., Reimold, R. J., Linthurst, R. A., & Pfeiffer, W. J. (1980). Aerial Production, Mortality, and Mineral Accumulation-Export Dynamics in *Spartina Alterniflora* and *Juncus Roemerianus* Plant Stands in a Georgia Salt Marsh. *Ecology*, 61(2), 303-312. <https://doi.org/10.2307/1935189>

Gedan, K. B., Silliman, B. R., & Bertness, M. D. (2009). Centuries of Human-Driven Change in Salt Marsh Ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, 1(1), 117-141. <https://doi.org/10.1146/annurev.marine.010908.163930>

Giroux, J. F., Gauthier, G., Costanzo, G., & Reed, A. (1998). Impact of geese on natural habitats. The Greater Snow Goose : Report of the Arctic Goose Habitat Working Group. Arctic Goose Joint Venture Special Publication (p. 32-57). Washington: US Fish and Wildlife Service. <https://www.agjv.ca/wp-content/uploads/2017/11/gsg.pdf#page=37>

Good, R. E., Good, N. F., & Frasco, B. R. (1982). A review of primary production and decomposition dynamics of the belowground marsh component. In V. S. Kennedy (Ed.), Estuarine Comparisons (p. 139-157). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-404070-0.50015-6>

Gu, J., van Ardenne, L. B., & Chmura, G. L. (2020). Invasive Phragmites Increases Blue Carbon Stock and Soil Volume in a St. Lawrence Estuary Marsh. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 125(8), e2019JG005473. <https://doi.org/10.1029/2019JG005473>

Hemingway, J. D., Rothman, D. H., Grant, K. E., Rosengard, S. Z., Eglinton, T. I., Derry, L. A., & Galy, V. V. (2019). Mineral protection regulates long-term global preservation of natural organic carbon. *Nature*, 570(7760), 228-231. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1280-6>

Hilmi, N., Chami, R., Sutherland, M. D., Hall-Spencer, J. M., Lebleu, L., Benitez, M. B., & Levin, L. A. (2021). The Role of Blue Carbon in Climate Change Mitigation and Carbon Stock Conservation. *Frontiers in Climate*, 3, 710546. <https://doi.org/10.3389/fclim.2021.710546>

Holmquist, J. R., Windham-Myers, L., Bliss, N., Crooks, S., Morris, J. T., Megonigal, J. P., Troxler, T., Weller, D., Callaway, J., Drexler, J., Ferner, M. C., Gonnermann, M. E., Kroeger, K. D., Schile-Beers, L., Woo, I., Buffington, K., Breithaupt, J., Boyd, B. M., Brown, L. N., ... Woodrey, M. (2018). Accuracy and Precision of Tidal Wetland Soil Carbon Mapping in the Conterminous United States. *Scientific Reports*, 8(1), 9478. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-26948-7>

Howes, B. L., Dacey, J. W. H., & Goehringer, D. D. (1986). Factors Controlling the Growth Form of *Spartina Alterniflora*: Feedbacks Between Above-Ground Production, Sediment Oxidation, Nitrogen and Salinity. *Journal of Ecology*, 74(3), 881-898. <https://doi.org/10.2307/2260404>

Husson, F., Josse, J., Lê, S., & Mazet, J. (2024). FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. FactoMineR Team. <https://CRAN.R-project.org/package=FactoMineR>

- Huynh, L. T. M., Su, J., Wang, Q., Stringer, L. C., Switzer, A. D., & Gasparatos, A. (2024). Meta-analysis indicates better climate adaptation and mitigation performance of hybrid engineering-natural coastal defence measures. *Nature Communications*, 15(1), 2870. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-46970-w>
- Imfeld, A., Ouellet, A., Douglas, P. M. J., Kos, G., & Gélinas, Y. (2022). Molecular and stable isotope analysis ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^2\text{H}$) of sedimentary n-alkanes in the St. Lawrence Estuary and Gulf, Quebec, Canada : Importance of even numbered n-alkanes in coastal systems. *Organic Geochemistry*, 164, 104367. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2022.104367>
- Jørgensen, B. B., & Kasten, S. (2006). Sulfur Cycling and Methane Oxidation. In H. D. Schulz & M. Zabel (Éds.), *Marine Geochemistry* (p. 271-309). Springer-Verlag. https://doi.org/10.1007/3-540-32144-6_8
- K. van Wesenbeeck, B., Van De Koppel, J., M. J. Herman, P., & J. Bouma, T. (2008). Does scale-dependent feedback explain spatial complexity in salt-marsh ecosystems? *Oikos*, 117(1), 152-159. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.16245.x>
- Kassambara, A. (2024). rstatix : Pipe-Friendly Framework for Basic Statistical Tests. Rstatix Team. <https://CRAN.R-project.org/package=rstatix>
- Kassambara, A., & Mundt, F. (2024). factoextra : Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. Factoextra Team. <https://CRAN.R-project.org/package=factoextra>
- Komada, T., Bravo, A., Brinkmann, M.-T., Lu, K., Wong, L., & Shields, G. (2022). “Slow” and “fast” in blue carbon : Differential turnover of allochthonous and autochthonous organic matter in minerogenic salt marsh sediments. *Limnology and Oceanography*, 67(S2), S133-S147. <https://doi.org/10.1002/lno.12090>
- Kulawardhana, R. W., Feagin, R. A., Popescu, S. C., Boutton, T. W., Yeager, K. M., & Bianchi, T. S. (2015). The role of elevation, relative sea-level history and vegetation transition in determining carbon distribution in *Spartina alterniflora* dominated salt marshes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 154, 48-57. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.12.032>
- Lamb, A. L., Wilson, G. P., & Leng, M. J. (2006). A review of coastal palaeoclimate and relative sea-level reconstructions using $\delta^{13}\text{C}$ and C/N ratios in organic material. *Earth-Science Reviews*, 75(1-4), 29-57. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2005.10.003>

- Lamers, L. P. M., Govers, L. L., Janssen, I. C. J. M., Geurts, J. J. M., Van der Welle, M. E. W., Van Katwijk, M. M., Van der Heide, T., Roelofs, J. G. M., & Smolders, A. J. P. (2013). Sulfide as a soil phytotoxin—A review. *Frontiers in Plant Science*, 4. <https://doi.org/10.3389/fpls.2013.00268>
- Largeau, C., & De Leeuw, J. W. (1995). Sedimentary organic matter : Organic facies and palynofacies. *Organic Geochemistry*, 23(10), 995-996. [https://doi.org/10.1016/0146-6380\(95\)90073-X](https://doi.org/10.1016/0146-6380(95)90073-X)
- Leong, L. S., & Tanner, P. A. (1999). Comparison of Methods for Determination of Organic Carbon in Marine Sediment. *Marine Pollution Bulletin*, 38(10), 875-879. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00013-2](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00013-2)
- Libes, S. M. (2009). Introduction to marine biogeochemistry (2nd ed). Elsevier/Academic; WorldCat.
- Linthurst, R. A., & Seneca, E. D. (1980). The effects of standing water and drainage potential on the Spartina Alterniflora-substrate complex in a North Carolina salt marsh. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 11(1), 41-52. [https://doi.org/10.1016/S0302-3524\(80\)80028-4](https://doi.org/10.1016/S0302-3524(80)80028-4)
- Liu, H., Lin, Z., Zhang, M., & Qi, X. (2017). Relative importance of sexual and asexual reproduction for range expansion of *Spartina alterniflora* in different tidal zones on Chinese coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 185, 22-30. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.11.024>
- Living shorelines : The science and management of nature-based coastal protection. (2017). Fl. ; CRC Press, Taylor & Francis group; WorldCat.
- Lotze, H. K., Lenihan, H. S., Bourque, B. J., Bradbury, R. H., Cooke, R. G., Kay, M. C., Kidwell, S. M., Kirby, M. X., Peterson, C. H., & Jackson, J. B. C. (2006). Depletion, Degradation, and Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas. *Science*, 312(5781), 1806-1809. <https://doi.org/10.1126/science.1128035>
- Malvern Instruments Ltd. (2013). Mastersizer 3000 – user manual [Manual]. <https://www.montana.edu/eal-lres/documents/Mastersizer-3000-user-manual-English-MAN0474-2-1.pdf>
- Marin-Diaz, B., van der Wal, D., Kaptein, L., Martinez-Garcia, P., Lashley, C. H., de Jong, K., Nieuwenhuis, J. W., Govers, L. L., Olff, H., & Bouma, T. J. (2023). Using salt marshes for coastal protection : Effective but hard to get where needed most. *Journal of Applied Ecology*, n/a(n/a). <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14413>

- Mariotti, G., & Fagherazzi, S. (2013). Critical width of tidal flats triggers marsh collapse in the absence of sea-level rise. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(14), 5353-5356. <https://doi.org/10.1073/pnas.1219600110>
- Martin, D., Bertasi, F., Colangelo, M. A., de Vries, M., Frost, M., Hawkins, S. J., Macpherson, E., Moschella, P. S., Satta, M. P., Thompson, R. C., & Ceccherelli, V. U. (2005). Ecological impact of coastal defence structures on sediment and mobile fauna : Evaluating and forecasting consequences of unavoidable modifications of native habitats. *Coastal Engineering*, 52(10-11), 1027-1051. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2005.09.006>
- Mason, V. G., Burden, A., Epstein, G., Jupe, L. L., Wood, K. A., & Skov, M. W. (2023). Blue carbon benefits from global saltmarsh restoration. *Global Change Biology*, 29(23), 6517-6545. <https://doi.org/10.1111/gcb.16943>
- Mason, V. G., Burden, A., Epstein, G., Jupe, L. L., Wood, K. A., & Skov, M. W. (2024). Navigating Research Challenges to Estimate Blue Carbon Benefits From Saltmarsh Restoration. *Global Change Biology*, 30(10), e17526. <https://doi.org/10.1111/gcb.17526>
- Maxwell, T. L., Rovai, A. S., Adame, M. F., Adams, J. B., Álvarez-Rogel, J., Austin, W. E. N., Beasy, K., Boscutti, F., Böttcher, M. E., Bouma, T. J., Bulmer, R. H., Burden, A., Burke, S. A., Camacho, S., Chaudhary, D. R., Chmura, G. L., Copertino, M., Cott, G. M., Craft, C., ... Worthington, T. A. (2023). Global dataset of soil organic carbon in tidal marshes. *Scientific Data*, 10(1), 797. <https://doi.org/10.1038/s41597-023-02633-x>
- Mayer, L. M., Schick, L. L., Allison, M. A., Ruttenberg, K. C., & Bentley, S. J. (2007). Marine vs. terrigenous organic matter in Louisiana coastal sediments : The uses of bromine:organic carbon ratios. *Marine Chemistry*, 107(2), 244-254. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2007.07.007>
- Mayor, J., & Hicks, C. (2009). Potential impacts of elevated CO₂ on plant interactions, sustained growth, and carbon cycling in salt marsh ecosystems. *Human Impacts on Salt Marshes: a Global Perspective*, 207-230.
- McLeod, E., Chmura, G. L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C. M., Lovelock, C. E., Schlesinger, W. H., & Silliman, B. R. (2011). A blueprint for blue carbon : Toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(10), 552-560. <https://doi.org/10.1890/110004>

Mendelssohn, I. A., & Morris, J. T. (2002). Eco-Physiological Controls on the Productivity of Spartina Alterniflora Loisel. In M. P. Weinstein & D. A. Kreeger (Eds.), Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology (p. 59-80). Kluwer Academic Publishers. https://doi.org/10.1007/0-306-47534-0_5

Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. (2015). Wetlands: Vol. Fifth edition. Wiley; eBook Collection (EBSCOhost).
<https://ezproxy.uqar.ca/login?url=https://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=t&ru&db=nlebk&AN=960206&lang=fr&site=ehost-live&scope=site>

Mohamed Rashidi, A. H., Jamal, M. H., Hassan, M. Z., Mohd Sendek, S. S., Mohd Sopie, S. L., & Abd Hamid, M. R. (2021). Coastal Structures as Beach Erosion Control and Sea Level Rise Adaptation in Malaysia: A Review. *Water*, 13(13), 1741. <https://doi.org/10.3390/w13131741>

Morris, J. T., Barber, D. C., Callaway, J. C., Chambers, R., Hagen, S. C., Hopkinson, C. S., Johnson, B. J., Megonigal, P., Neubauer, S. C., Troxler, T., & Wigand, C. (2016). Contributions of organic and inorganic matter to sediment volume and accretion in tidal wetlands at steady state. *Earth's Future*, 4(4), 110-121. <https://doi.org/10.1002/2015EF000334>

Munsell Color (Firm). (2010). Munsell soil color charts : With genuine Munsell color chips. 2009 year revised. Grand Rapids, MI: Munsell Color, 2010. <https://search.library.wisc.edu/catalog/9910109259802121>

Neubauer, S. C., Givler, K., Valentine, S., & Megonigal, J. P. (2005). Seasonal patterns and plant-mediated controls of subsurface wetland biogeochemistry. *Ecology*, 86(12), 3334-3344. <https://doi.org/10.1890/04-1951>

Ogbuchukwu, P. (2015). Geotechnical aspects of breakwater design and construction. A review. *International Journal of Advanced Academic Research*, 12-39. <https://doi.org/10.46654/ij.24889849.e61215>

Oppenheimer, M., Glavovic, B. C., Hinkel, J., van de Wal, R., Magnan, A. K., Abd-Elgawad, A., Cai, R., Cifuentes-Jara, M., Rica, C., DeConto, R. M., Ghosh, T., Hay, J., Islands, C., Isla, F., Marzeion, B., Meyssignac, B., Sebesvari, Z., Biesbroek, R., Buchanan, M. K., ... Pereira, J. (2019). Sea Level Rise and Implications for Low-Lying Islands, Coasts and Communities. 126.

Parsons, M. L. (1998). Salt Marsh Sedimentary Record of the Landfall of Hurricane Andrew on the Louisiana Coast : Diatoms and Other Paleoindicators. *Coastal Education & Research Foundation*, 14(3), 939-950.

- Pascal, L., Dansereau-Macias, É., Didier, D., Zouaghi, F., Nozais, C., & Chaillou, G. (2025). Different paths, same destination : Functional convergence in nitrogen cycling within artificialized coastal habitat. *Limnology and Oceanography*.
- Poirier, D., & Charbonnier, C. (2015). Cahier de laboratoire EPOC. Université de Bordeaux, UMR EPOC. https://example.org/Cahier_lab_mars_2015_EPOC.pdf
- Pontee, N. (2013). Defining coastal squeeze : A discussion. *Ocean & Coastal Management*, 84, 204-207. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.07.010>
- Poorter, H., & Bergkotte, M. (1992). Chemical composition of 24 wild species differing in relative growth rate. *Plant, Cell & Environment*, 15(2), 221-229. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.1992.tb01476.x>
- Pranzini, E., Rossi, L., Lami, G., Jackson, N. L., & Nordstrom, K. F. (2018). Reshaping beach morphology by modifying offshore breakwaters. *Ocean & Coastal Management*, 154, 168-177. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.01.013>
- Primeau, G., & Garneau, M. (2021). Carbon accumulation in peatlands along a boreal to subarctic transect in eastern Canada. *The Holocene*, 31(5), 858-869. <https://doi.org/10.1177/0959683620988031>
- Proffitt, C. E., Travis, S. E., & Edwards, K. R. (2003). Genotype and elevation influence spartina alterniflora colonization and growth in a created salt marsh. *Ecological Applications*, 13(1), 180-192. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)013\[0180:GAEISA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2003)013[0180:GAEISA]2.0.CO;2)
- QGIS Development Team. (2024). QGIS Geographic Information System. QGIS Association. <https://www.qgis.org>
- Quintin, C. (2010). Effets des facteurs environnementaux dans l'évolution des marais intertidaux du barachois de la Rivière-Nouvelle, Baie des Chaleurs, Québec. [Mémoire].
- R Core Team. (2024). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Redelstein, R., Dinter, T., Hertel, D., & Leuschner, C. (2018). Effects of Inundation, Nutrient Availability and Plant Species Diversity on Fine Root Mass and Morphology Across a Saltmarsh Flooding Gradient. *Frontiers in Plant Science*, 9, 98. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.00098>

Rolando, J. L., Kolton, M., Song, T., & Kostka, J. E. (2022). The core root microbiome of *Spartina alterniflora* is predominated by sulfur-oxidizing and sulfate-reducing bacteria in Georgia salt marshes, USA. *Microbiome*, 10(1), 37. <https://doi.org/10.1186/s40168-021-01187-7>

RStudio Team. (2024). RStudio : Integrated Development Environment for R. RStudio, PBC. <https://posit.co/products/open-source/rstudio/>

Schile, L. M., Callaway, J. C., Morris, J. T., Stralberg, D., Parker, V. T., & Kelly, M. (2014). Modeling Tidal Marsh Distribution with Sea-Level Rise : Evaluating the Role of Vegetation, Sediment, and Upland Habitat in Marsh Resiliency. *PLoS ONE*, 9(2), e88760. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0088760>

Schneider, C. A. and Rasband, W. S. and Eliceiri, K. W. (2012). ImageJ: Image Processing and Analysis in Java. National Institutes of Health. <https://doi.org/10.1038/nmeth.2019>

Schubauer, J. P., & Hopkinson, C. S. (1984). Above- and belowground emergent macrophyte production and turnover in a coastal marsh ecosystem, Georgia1. *Limnology and Oceanography*, 29(5), 1052-1065. <https://doi.org/10.4319/lo.1984.29.5.1052>

Schulz, H. D., & Zabel, M. (2006). Marine geochemistry (2nd rev., updated and extended ed). Springer-Verlag; WorldCat.

Scott, D. B. (David B.), Frail-Gauthier, Jennifer., & Mudie, P. J. (2014). Coastal wetlands of the world: Geology, ecology, distribution and applications. Cambridge University Press; WorldCat.org.

Shang, L., Qiu, S., Huang, J., & Li, B. (2015). Invasion of *Spartina alterniflora* in China is greatly facilitated by increased growth and clonality : A comparative study of native and introduced populations. *Biological Invasions*, 17(5), 1327-1339. <https://doi.org/10.1007/s10530-014-0796-9>

Shumway, S. W. (1995). Physiological integration among clonal ramets during invasion of disturbance patches in a New England salt marsh. *Annals of Botany*, 76(3), 225-233.

Silliman, B. R. (2014). Salt marshes. *Current Biology*, 24(9), R348-R350. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2014.03.001>

- Silva, R., Lithgow, D., Esteves, L. S., Martínez, M. L., Moreno-Casasola, P., Martell, R., Pereira, P., Mendoza, E., Campos-Cascaredo, A., Winckler Grez, P., Osorio, A. F., Osorio-Cano, J. D., & Rivillas, G. D. (2017). Coastal risk mitigation by green infrastructure in Latin America. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Maritime Engineering*, 170(2), 39-54. <https://doi.org/10.1680/jmaen.2016.13>
- Smeaton, C., Garrett, E., Koot, M. B., Ladd, C. J. T., Miller, L. C., McMahon, L., Foster, B., Barlow, N. L. M., Blake, W., Gehrels, W. R., Skov, M. W., & Austin, W. E. N. (2024). Organic carbon accumulation in British saltmarshes. *Science of The Total Environment*, 926, 172104. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172104>
- Smith, T. J. (1983). Alteration of Salt Marsh Plant Community Composition by Grazing Snow Geese. *Holarctic Ecology*, 6(2), 204-210.
- Sutton-Grier, A. E., Wowk, K., & Bamford, H. (2015). Future of our coasts : The potential for natural and hybrid infrastructure to enhance the resilience of our coastal communities, economies and ecosystems. *Environmental Science & Policy*, 51, 137-148. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.04.006>
- Sutton-Grier, Ariana. E., Keller, J. K., Koch, R., Gilmour, C., & Megonigal, J. P. (2011). Electron donors and acceptors influence anaerobic soil organic matter mineralization in tidal marshes. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(7), 1576-1583. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.04.008>
- Taina, I. A., Heck, R. J., & Elliot, T. R. (2008). Application of X-ray computed tomography to soil science : A literature review. *Canadian Journal of Soil Science*, 88(1), 1-19. <https://doi.org/10.4141/CJSS06027>
- Temmink, R. J. M., Lamers, L. P. M., Angelini, C., Bouma, T. J., Fritz, C., Van De Koppel, J., Lexmond, R., Rietkerk, M., Silliman, B. R., Joosten, H., & Van Der Heide, T. (2022). Recovering wetland biogeomorphic feedbacks to restore the world's biotic carbon hotspots. *Science*, 376(6593), eabn1479. <https://doi.org/10.1126/science.abn1479>
- Theuerkauf, E. J., Stephens, J. D., Ridge, J. T., Fodrie, F. J., & Rodriguez, A. B. (2015). Carbon export from fringing saltmarsh shoreline erosion overwhelms carbon storage across a critical width threshold. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 164, 367-378. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.08.001>
- Tobias, C., & Neubauer, S. C. (2019). Salt Marsh Biogeochemistry—An Overview. In *Coastal Wetlands* (p. 539-596). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63893-9.00016-2>

- Torio, D. D., & Chmura, G. L. (2013). Assessing Coastal Squeeze of Tidal Wetlands. *Journal of Coastal Research*, 290, 1049-1061. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-12-00162.1>
- Turner, R. E., Baustian, J. J., Swenson, E. M., & Spicer, J. S. (2006). Wetland Sedimentation from Hurricanes Katrina and Rita. *Science*, 314(5798), 449-452. <https://doi.org/10.1126/science.1129116>
- Turunen, J., Tomppo, E., Tolonen, K., & Reinikainen, A. (2002). Estimating carbon accumulation rates of undrained mires in Finland—application to boreal and subarctic regions. *The Holocene*, 12(1), 69-80. <https://doi.org/10.1191/0959683602hl522rp>
- Underwood, A. J., & Chapman, M. G. (2005). Design and Analysis in Benthic Surveys. In A. Eleftheriou & A. McIntyre (Éds.), *Methods for the Study of Marine Benthos* (p. 1-42). Blackwell Science Ltd. <https://doi.org/10.1002/9780470995129.ch1>
- Valiela, I., Teal, J. M., Allen, S. D., Van Etten, R., Goehringer, D., & Volkmann, S. (1985). Decomposition in salt marsh ecosystems : The phases and major factors affecting disappearance of above-ground organic matter. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 89(1), 29-54. [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(85\)90080-2](https://doi.org/10.1016/0022-0981(85)90080-2)
- Valiela, I., Teal, J. M., & Deuser, W. G. (1978). The Nature of Growth Forms in the Salt Marsh Grass *Spartina alterniflora*. *The American Naturalist*, 112(985), 461-470.
- Van Ardenne, L. B., Jolicouer, S., Bérubé, D., Burdick, D., & Chmura, G. L. (2018). The importance of geomorphic context for estimating the carbon stock of salt marshes. *Geoderma*, 330, 264-275. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.06.003>
- Van de Broek, M., Vandendriessche, C., Poppelman, D., Merckx, R., Temmerman, S., & Govers, G. (2018). Long-term organic carbon sequestration in tidal marsh sediments is dominated by old-aged allochthonous inputs in a macrotidal estuary. *Global Change Biology*, 24(6), 2498-2512. <https://doi.org/10.1111/gcb.14089>
- Vona, I., Gray, M., & Nardin, W. (2020). The Impact of Submerged Breakwaters on Sediment Distribution along Marsh Boundaries. *Water*, 12(4), 1016. <https://doi.org/10.3390/w12041016>
- Wang, F., Sanders, C. J., Santos, I. R., Tang, J., Schuerch, M., Kirwan, M. L., Kopp, R. E., Zhu, K., Li, X., Yuan, J., Liu, W., & Li, Z. (2021). Global blue carbon accumulation in tidal wetlands increases with climate change. *National Science Review*, 8(9), nwaa296. <https://doi.org/10.1093/nsr/nwaa296>

- Wikum, D. A., & Shanholtzer, G. F. (1978). Application of the Braun-Blanquet cover-abundance scale for vegetation analysis in land development studies. *Environmental Management*, 2(4), 323-329. <https://doi.org/10.1007/BF01866672>
- Williamson, P., & Gattuso, J.-P. (2022). Carbon Removal Using Coastal Blue Carbon Ecosystems Is Uncertain and Unreliable, With Questionable Climatic Cost-Effectiveness. *Frontiers in Climate*, 4, 853666. <https://doi.org/10.3389/fclim.2022.853666>
- Williamson, P., Schlegel, R. W., Gattuso, J.-P., Andrews, J. E., & Jickells, T. D. (2024). Climate Benefits of Saltmarsh Restoration Greatly Overstated by Mason et al. (2023). *Global Change Biology*, 30(10), e17525. <https://doi.org/10.1111/gcb.17525>
- Worthington, T. A., Spalding, M., Landis, E., Maxwell, T. L., Navarro, A., Smart, L. S., & Murray, N. J. (2024). The distribution of global tidal marshes from Earth observation data. *Global Ecology and Biogeography*, e13852. <https://doi.org/10.1111/geb.13852>
- Yando, E. S., Jones, S. F., James, W. R., Colombano, D. D., Montemayor, D. I., Nolte, S., Raw, J. L., Ziegler, S. L., Chen, L., Daffonchio, D., Fusi, M., Rogers, K., & Sergienko, L. (2023). An integrative salt marsh conceptual framework for global comparisons. *Limnology and Oceanography Letters*, n/a(n/a). <https://doi.org/10.1002/lol2.10346>
- Yu, O. T., & Chmura, G. L. (2009). Soil carbon may be maintained under grazing in a St Lawrence Estuary tidal marsh. *Environmental Conservation*, 36(4), 312-320. <https://doi.org/10.1017/S0376892910000184>
- Yuan, L., Chen, Y.-H., Wang, H., Cao, H.-B., Zhao, Z.-Y., Tang, C.-D., & Zhang, L.-Q. (2020). Windows of opportunity for salt marsh establishment : The importance for salt marsh restoration in the Yangtze Estuary. *Ecosphere*, 11(7), e03180. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3180>
- Zedler, J. B., Bonin, C. L., Larkin, D. J., & Varty, A. (2008). Salt Marshes. In *Encyclopedia of Ecology* (p. 614-622). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63768-0.00357-7>
- Zouaghi, F., Dansereau-Macias, É., Caulet, C., Dugas, S., Pascal, L., Chaillou, G., Sirois, L., Bernatchez, P., Nozais, C., Roberge, B., Noël, B., Bujold, É., & Didier, D. (2024). Analyse, modélisation et suivi des interactions entre le brise-lames et la dynamique sédimentaire et végétale du marais le long de l'autoroute 20 à Rivière-du-Loup CC26.1. Rapport final (p. 195) [Rapport technique]. Ministère des Transports du Québec.

Zouaghi, F., Dansereau-Macias, É., Didier, D., Chaillou, G., Pascal, L., Nozais, C., & Sirois, L. (2021). Analyse, modélisation et suivi des interactions entre le brise-lames et la dynamique sédimentaire et végétale du marais le long de l'autoroute 20 à Rivière-du-Loup CC26.1 (Rapport d'étape 2; p. 51). Ministère du Transports et de la mobilité durable du Québec.

ANNEXES

ANNEXE 1. RELATION ENTRE LE NOMBRE DE RACINES ET RHIZOMES ET LA BIOMASSE SÈCHE

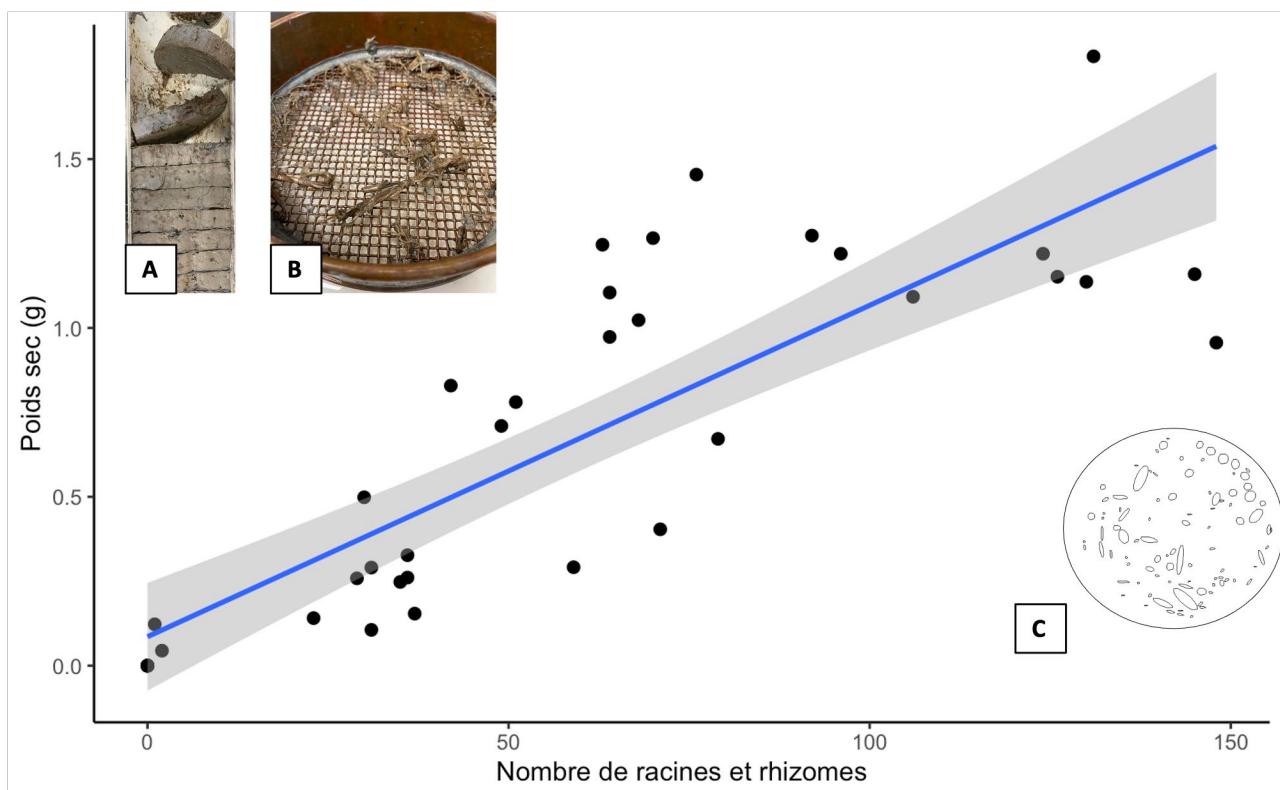


Figure 16. Relation entre le nombre des racines et rhizomes par cm de carotte identifiés sur les images CT scan et leur poids sec récolté par tamisage. Les carottes ont été découpées par tranche de deux cm (A), tamisées (B) pour ne récolter que la rhizosphère et calculer le poids sec. Le nombre des racines et rhizomes représente le nombre d'ellipses tracées par ImageJ sur les images tomodensitométriques (C). La ligne bleue correspond au modèle de régression linéaire extrait : Poids sec = Décompte * 0,009811 + 0,085744, la zone grise indique un intervalle de confiance à 95% du modèle et avec un $R^2 = 0,70$, un $F(1,35) = 82,42$ et un $p < 0,001$.

ANNEXE 2. ANALYSES DE SULFIDES DANS L'EAU INTERSTITIELLE

L'eau interstitielle des carottes extraites pour la géochimie a été prélevée par succion à travers un filtre de 0,2 µm et collectée dans des seringues préalablement lavées à l'acide et rincées avec l'échantillon. La présence de sulfides (H_2S et S^{2-}) a été mesurée par colorimétrie avec le protocole de Cline (1969). 1ml d'acétate de zinc 5% a été ajouté à 250 µl de chaque échantillon récolté pour cette analyse afin de piéger les sulfides présents et les échantillons ont ensuite été congelés à -25°C. Après avoir été décongelés, les échantillons sont vortexés pour dissoudre le précipité avant d'ajouter 80 µl d'un réactif colorimétrique. Après un autre passage au vortex, 300 µl de l'échantillon est déposé dans un puit d'une plaque 96 puits. Trois pseudo-réplicats par échantillon sont analysés sur une microplaquette 96 puits par spectrophotométrie à une longueur d'onde de 672 nm. L'absorbance des blancs a été soustraite avant d'estimer la quantité de sulfides en utilisant l'équation de la droite de calibration. Les concentrations de sulfides retrouvées dans les eaux interstitielles des carottes étaient très petites, toujours au-dessous de 10 Mol par litre, alors que le seuil de toxicité en sulfides pour la spartine est grandement supérieure, à 1 mMol par litre. Les concentrations en sulfides ne sont pas assez élevées pour être phytotoxiques, mais les petites concentrations sont également sous le seuil de détection du protocole utilisé. Les valeurs trouvées sont ainsi trop petites pour être quantifiées et comparées entre les stations avec certitude.

ANNEXE 3: RELATION ENTRE LA TENEUR EN CORG ET LA MO DU SÉDIMENT AU BL

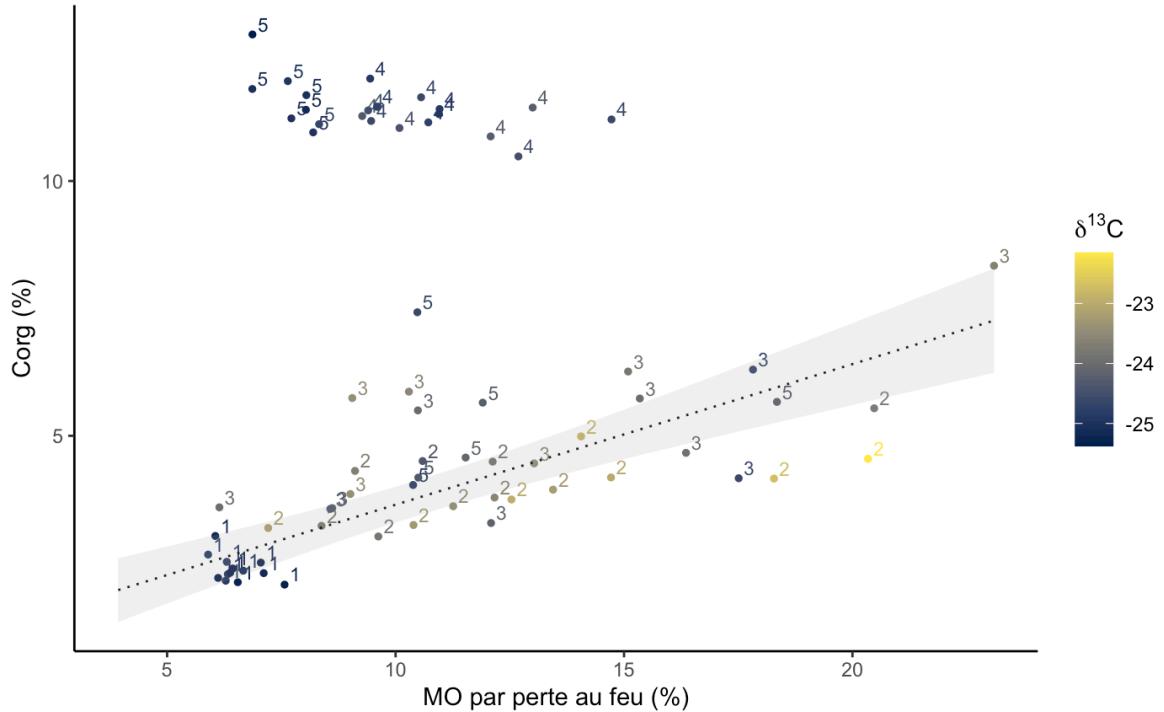


Figure 17. Teneur en Corg (%) et MO par perte au feu (%) ainsi que le $\delta^{13}\text{C}$ correspondant pour les carottes CC_1 à CC_5 (Figure 7C), identifiées de 1 à 5. La droite pointillée représente le modèle de régression linéaire Corg ~ MO excluant les carottes CC_4 et CC_5, ainsi que son intervalle de confiance à 95% en jaune pâle ($R^2 = 0,61$, $F(1,46)$, $p < 0,01$).

ANNEXE 4. EXPANSION ET RÉGRESSION LOCALE DE LA SPARTINE

En août 2022, plusieurs nouveaux plants étaient établis dans la vase entre le BL et la côte (Figure 18 A et B), alors que cette implantation n'avait pas été observée en 2021 et n'a pas été observée l'été suivant, en 2023. La présence de la graine toujours attachée à la radicelle sur plusieurs plants (Figure 18C) indique que cette expansion est associée à la reproduction sexuée de la spartine, ce qui n'est pas le mode de colonisation usuel de cette

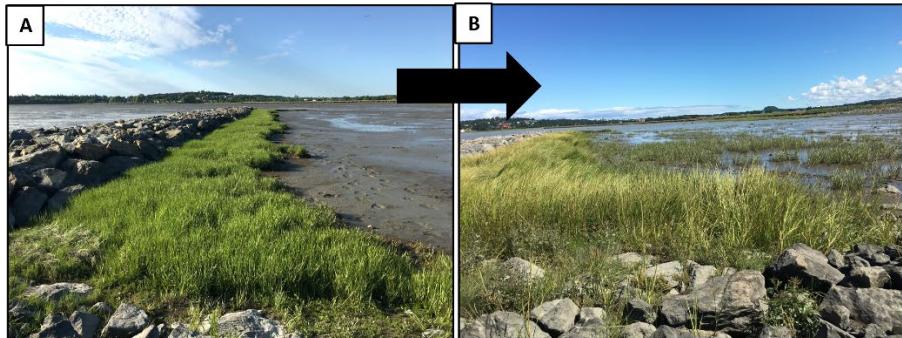
plante (Brewer & Bertness, 1996; Shumway, 1995). La faible consolidation du sédiment poreux et riche en MO pourrait avoir contribué à ce que la spartine ait eu de la difficulté à s'y implanter par rhizomes. À la fin de l'été, ces plants avaient acquis un bon réseau racinaire et des rhizomes (Figure 18D). En revanche, au début septembre 2022, plusieurs de ces nouveaux plants avaient déjà disparu alors que de l'affouillement à la base des autres plants avait exposé leurs racines et ils étaient chlorosés (Figure 18 E et F). À la fin septembre, tous les individus installés au cours des mois précédents avaient disparu.

Selon ces observations, les conditions de germination et de croissance juvénile pour la spartine semblent réunies au BL, mais ne lui permettent pas de survivre au-delà de sa première saison de croissance. La présence de plantules de spartine isolées issues de la dispersion des graines de l'herbier du BL suggère que la reproduction sexuée a été privilégiée par rapport à la reproduction asexuée par rhizomes pour coloniser la vasière. Alors que la dispersion par graine contribue à accélérer l'expansion des herbiers de spartine, la reproduction par rhizomes est normalement plus importante par rapport à la reproduction sexuée, jouant un rôle tout aussi crucial que le taux de survie des plants adultes, pour assurer le succès de l'implantation (Liu et al., 2017; Proffitt et al., 2003; Shang et al., 2015). À RDL, c'est à la fin de la saison de croissance, à l'automne (voir l'Annexe 5), que les jeunes plants qui avaient pourtant développé un bon réseau racinaire ont été déchaussés par affouillement, ce qui indique que des contraintes biologiques et hydrologiques spécifiques à cette période pourraient être à l'origine de cet échec d'implantation.

Des contraintes érosives d'affouillement et de pression de broutage par la faune aviaire pourraient avoir contribué à la disparition de cette cohorte de spartine à l'automne 2022. Le phénomène d'affouillement se produit lorsque la vitesse du courant est amplifiée à la base d'une structure rigide (ici, une tige de spartine), entraînant une érosion du sédiment adjacent, ce qui est fatal pour un plant de spartine si 10% de la longueur des racines se retrouve exposée (Bouma et al., 2009; Brückner et al., 2019; K. van Wesenbeeck et al., 2008). Des plants isolés issus de la reproduction sexuée sont plus sensibles à l'affouillement, car une grande densité de spartine permet à l'herbier de résister à ce stress en dissipant l'énergie

du courant (Bouma et al., 2009). De l'affouillement a été observé à la base de plants de spartine en septembre, mais la présence de traces d'oiseaux indiquerait que l'activité de la faune aviaire migratrice pourrait avoir participé au déracinement et à la disparition des pousses. Les colonies d'oies des neiges peuvent avoir un effet dévastateur sur les marais salés de spartine en déracinant les racines et les rhizomes des plants pour les brouter (Giroux et al., 1998; Smith, 1983). Les oies des neiges sont présentes dans le marais de RDL en fortes densités durant leur période de migration au printemps, d'avril à mai et à l'automne, de septembre à novembre (Ebird, 2023).

Été 2022 : Progression de l'herbier de spartine, issu de la reproduction par graine



Août 2022 : Individus matures au nouvel herbier



Septembre 2022 : Spartine nécrosée, présence de traces d'oiseaux et d'affouillement



Figure 18. A. Brise-lames ouest le 6 juin 2022. B. Brise-lames ouest 5 août 2022, présence de nouveaux herbiers issus de la propagation par graines. C. Graines trouvées sur les pousses de spartine nouvellement implantées dans la vasière. D. Plants situés dans la vase entre le brise-lames et la côte extraits du marais en août. On peut observer leur système racinaire développé et des rhizomes présents. E. Racines exposées de spartine et petite mare entourant le plant causé par l'affouillement. F. Photos prises le 9 septembre 2022 avec la présence de traces d'oiseaux et de spartine nécrosée.

ANNEXE 5: ANALYSE DE LA PHÉNOLOGIE DE LA SPARTINE

La phénologie est l'analyse de la variation dans un cycle de vie animal ou végétal, elle nous permet dans ce cas-ci de comprendre l'évolution de la spartine alterniflore au marais de Rivière-du-Loup sur une année de croissance. L'indice d'intensité de vert *Green Color Coordinate* (GCC) a été utilisé comme proxy du développement phénologique de la spartine sur une année de croissance. Elle permet de quantifier les variations de l'intensité du vert, soit l'apparition et la sénescence de la végétation à travers le temps.

La Figure 19 montre les calculs moyens et les écarts-types journaliers du GCC pris à marée basse du premier janvier au 31 décembre 2022. Une moyenne mobile avec une fenêtre de 10 jours a été utilisée pour simplifier la tendance phénologique à travers le temps. Les trois angles (centre, est et ouest) correspondent à trois herbiers du marais vu par la caméra : un immédiatement devant (centre), un à l'est et un à l'ouest de la tour d'où elle enregistre. Les trois herbiers suivent relativement les mêmes tendances durant l'année avec un indice autour de 0.33 lorsqu'il y a présence d'une couverture neigeuse, de janvier en avril. L'indice commence à varier au printemps avec la fonte de la neige pour augmenter à la fin du mois de mai, il atteint un plateau autour de 0.48 en juillet pour commencer à diminuer un mois plus tard en août. Le GCC redescend finalement avec beaucoup de variations jusqu'à 0.33 en décembre. Le manque de données observé à la mi-juillet correspond à un changement du disque dur qui a mené à un arrêt de l'enregistrement vidéo entre le 11 et le 20 juillet 2022. La variation du GCC sur l'année 2022 montre ainsi une croissance rapide de la spartine au début de l'été de la fin mai à juillet, contre une dégénérescence plus lente de la spartine, d'août à octobre qui paraît être similaire à travers le marais. On aperçoit en effet à partir du mois d'août, plus de variation dans le GCC, correspondant à la fin de l'été, avec des températures plus froides et des conditions de croissance plus difficile pour la plante.

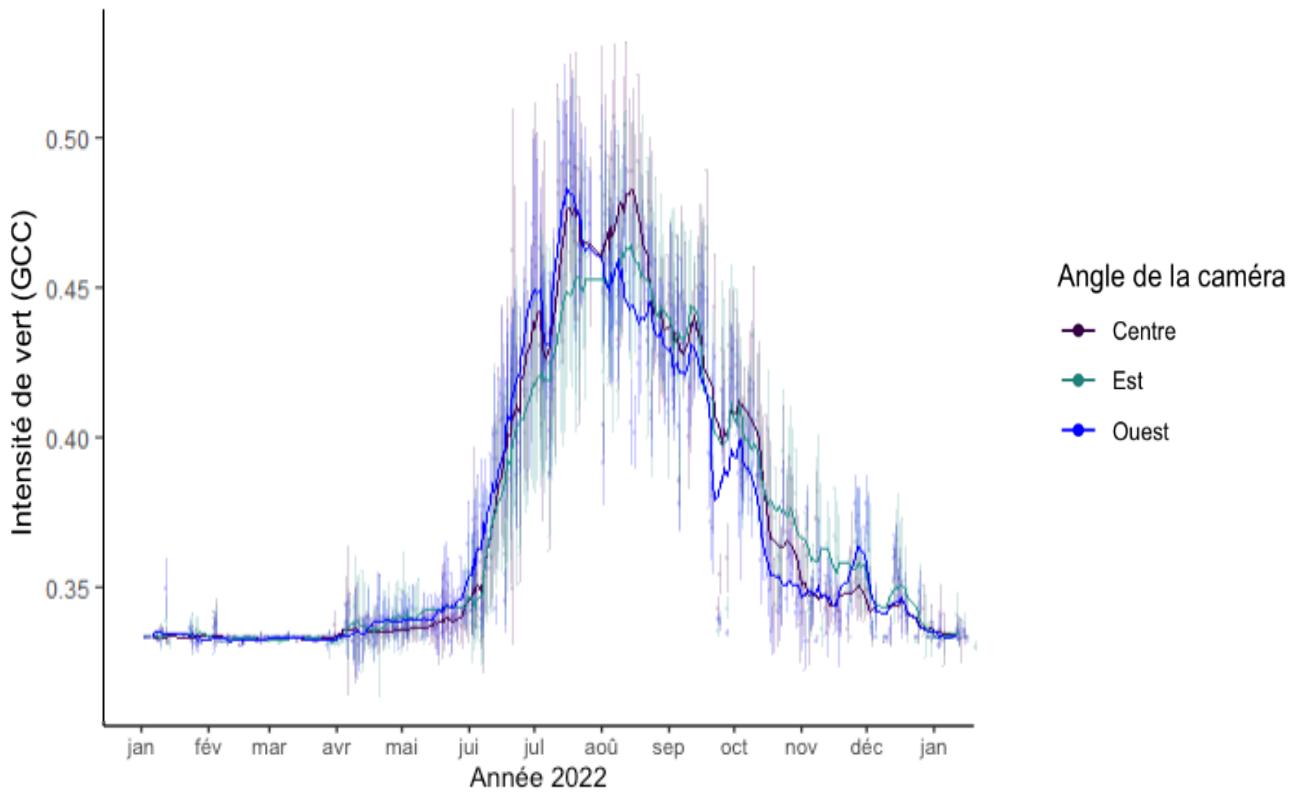


Figure 19. Analyse du Green Chromatic Color (GCC) pour l'année 2022 extrait des images prises par la caméra AXIS. Chaque point correspond à une observation journalière moyenne et ses écarts-types et les lignes pleines correspondent à des moyennes mobiles avec une fenêtre de 10 jours.

