



Université du Québec
à Rimouski

**TRAJECTOIRE D'EUTROPHISATION DE LA ZONE COTIERE DU
KAMOURASKA :
APPROCHES BIOLOGIQUES ET PHYSICO-CHIMIQUES**

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

PAR
© **CLARA JULLIARD**

Juin 2023

Composition du jury :

Gwenaëlle Chaillou, présidente du jury, ISMER-UQAR, Rimouski

Mathieu Cusson, examinateur externe, Université du Québec à Chicoutimi

Gesche Winkler, codirectrice de recherche, ISMER-UQAR, Rimouski

Christian Nozais, codirecteur de recherche, UQAR, Rimouski

Fanny Noisette, directrice de recherche, ISMER-UQAR, Rimouski

Dépôt initial le 12 août 2022

Dépôt final le 20 juin 2023

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 l'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.

*« Sous la mer,
la curiosité ne s'é mousse pas,
elle s'aiguise au fil de l'eau »*

Laurent Ballesta

Remerciements

Je souhaiterais tout d'abord adresser ces quelques lignes à toutes les personnes que j'ai eu la chance de côtoyer lors de cette maîtrise qui m'ont soutenue, encadrée et encouragée pendant ces 3 années, sans qui rien n'aurait été possible.

Je n'ai pas assez de mots pour remercier ma directrice Fanny Noisette, ainsi que mes co-directeurs Gesche Winkler et Christian Nozais pour avoir donné vie à ce magnifique projet de maîtrise. Merci mille fois d'avoir répondu présent à chaque instant, de m'avoir apporté vos conseils et votre temps. Merci de m'avoir donné la chance de participer à cette incroyable expérience et d'avoir cru en moi, même lorsque je n'y croyais plus.

Un grand merci à Gwenaëlle Chaillou qui a non seulement accepté d'être présidente du jury, et qui m'a également accueillie au sein de ce grand projet et qui m'a soutenue tout au long de ma maîtrise. Je remercie également Mathieu Cusson, qui a accepté de faire partie du jury en tant qu'examineur externe. Je les remercie également pour leur aide dans le processus de révision.

Je tiens tout particulièrement à remercier toutes les personnes avec qui j'ai pu collaborer lors de cette maîtrise. Merci à tous ceux qui m'ont aidée lors de mes terrains au Kamouraska, la bouette aurait été moins fun sans vous. Je remercie également tous les techniciens de l'ISMER, sans qui aucune étude ne pourrait être réalisée. Merci pour votre aide et pour vos conseils lors de mes terrains et mes analyses en laboratoires.

Je remercie également toutes les personnes des laboratoires de Fanny Noisette et de Gesche Winkler, pour cette entraide sans failles, pour ce partage de connaissances ainsi que pour la bonne humeur lors de nos nombreux lablunch.

J'aimerais adresser ces dernières lignes à mes amis et à ma famille. À mes colocataires, Cloé et Presci, pour leur bonne humeur et leur folie, mais aussi pour leur soutien moral dans les moments les plus durs et notamment lors du confinement. À ma famille, qui croit toujours en moi, même lorsque mes rêves deviennent trop grands. À mon père, après tout ce qu'il a traversé. À ma maman, qui trouve toujours les mots. Et enfin, ma dernière pensée est pour mon neveu Gabin, né au cours de cette maitrise.

Avant-Propos

Mon projet de maîtrise s’inscrit dans le projet trans-sectoriel Odyssée Saint-Laurent « Expertise collective sur l’eutrophisation et la qualité des eaux côtières : vers l’appropriation des connaissances », financé par le Réseau Québec Maritime (demandeuse principale G. Chaillou, ISMER-UQAR) qui vise à élaborer des échanges de connaissances efficaces entre les scientifiques et les acteurs publics pour avoir une gestion à long terme de la question de l’eutrophisation. Les résultats de ce projet de recherche ont été partagés lors de présentations orales ou d’affiche à plusieurs reprises au cours de conférences scientifiques et d’ateliers de travail entre 2019 et 2021.

Présentations orales :

Julliard, C., Chaillou, G., Nozais, C., Winkler, G., Noisette, F. (2021) Premières pistes sur la trajectoire d’eutrophisation de la zone côtière du Kamouraska : utilisation des producteurs primaires benthiques et dilution des nutriments. *Présentation des résultats de maîtrise, Institut des Sciences de la Mer de Rimouski*. Avril 2021. Rimouski (Canada).

Julliard, C., Chaillou, G., Nozais, C., Winkler, G., Noisette, F. (2021) Les producteurs primaires benthiques : des sentinelles de trajectoire d’eutrophisation de la zone côtière du Kamouraska. *Réunion scientifique Annuelle de Québec-Océan*, février 2021. Rimouski (Canada).

Présentation sous forme d’affiche scientifique :

Julliard, C., Chaillou, G., Nozais, C., Winkler, G., Noisette, F. (2020) Trajectoire d’eutrophisation de la zone côtière du Kamouraska : approches biologiques et physico-chimiques. *Réunion scientifique Annuelle de Québec-Océan*, mars 2020. Québec (Canada)

Résumé

Vulnérables aux activités humaines, les zones côtières sont le réceptacle des apports du bassin versant, tel que l'azote et le phosphore, issus principalement des intrants agricoles et autres rejets d'origine anthropique. Ces apports en nutriments, lorsqu'ils sont excessifs, peuvent générer des phénomènes d'eutrophisation côtière en stimulant la production de matière organique des écosystèmes. Les biomasses phytoplanctoniques ainsi que des algues opportunistes comme les algues vertes vont alors augmenter, entraînant une réaction en chaîne pouvant aller jusqu'à une perte importante de biodiversité dans l'écosystème. Plusieurs évolutions des écosystèmes face à l'excès en nutriments jusqu'à leur réduction sont possibles, suivant ainsi différentes trajectoires d'eutrophisation. L'objectif principal de cette étude est de définir la trajectoire d'eutrophisation de la bande côtière du Kamouraska, influencée par de petits affluents de l'estuaire du Saint-Laurent. Pour cela, deux saisons de mesures ont été menées en 2019 et 2020, durant lesquelles des échantillonnages des eaux de surface et de la zone infralittorale ont été réalisés, dans des zones a priori sous et hors influence des rivières. Les producteurs primaires benthiques (diversité et biomasse des macrophytes, biomasse microphytobenthique) ainsi que les paramètres de la colonne d'eau (concentrations en azote, phosphore, matière particulaire en suspension et matière organique particulaire, chlorophylle *a* et, phéopigments) ont alors été échantillonnés et analysés. Les résultats ont montré que les concentrations en nutriments sont relativement faibles sur toute la zone d'échantillonnage (moyennes : $8,9 \mu\text{mol NO}_x \text{ L}^{-1}$ sur l'ensemble de la zone échantillonnée en 2019, $12,41 \mu\text{mol NO}_x \text{ L}^{-1}$ le long du transect du panache de la rivière Kamouraska en 2020). Ces indicateurs d'état sont très inférieurs aux concentrations observées dans des zones sujettes à l'eutrophisation côtière ailleurs dans le monde. De plus, les concentrations en chlorophylle *a*, (moyennes saisonnières : 2,55 et $1,91 \text{ mg chl } a \text{ m}^{-3}$ en 2019 et 2020 respectivement) ainsi que des biomasses d'algues vertes maximales de $171,2 \text{ g m}^{-2}$ (strate du haut de plage, transect 1 en juin 2020) ne sont pas symptomatiques d'écosystèmes eutrophes. Les biomasses de producteurs primaires benthiques et planctoniques dans la zone côtière étaient similaires dans toute la zone

d'échantillonnage, écartant l'hypothèse d'un effet des apports des rivières sur la productivité primaire. Ces indicateurs ne révèlent pas de phénomènes d'eutrophisation sur la bande côtière du Kamouraska. Toutefois, la présence d'un découplage saisonnier entre les concentrations maximales en nutriments et la phénologie des producteurs primaires de la zone côtière n'exclut pas que ces écosystèmes puissent suivre une trajectoire d'eutrophisation avec seuil, ce seuil n'étant actuellement pas encore franchi. Dans les cas où les indicateurs d'eutrophisation ne révèlent pas de phénomène d'eutrophisation côtière, la mise en place d'un indice de vulnérabilité est essentielle pour suivre l'évolution et gérer les zones potentiellement sensibles à l'eutrophisation côtière, notamment dans l'estuaire du Saint-Laurent où cette problématique reste encore très peu étudiée.

Mots clés : eutrophisation côtière — trajectoire — indicateurs — nutriments — producteurs primaires benthiques — phytoplancton

Abstract

Vulnerable to human activities, coastal zones are the receptacle of inputs from the watershed, such as nitrogen and phosphorus, mainly from agricultural inputs and other anthropogenic sources. These nutrient inputs, when excessive, can generate coastal eutrophication phenomena by stimulating the production of organic matter in ecosystems. Phytoplankton biomass as well as opportunistic algae such as green algae will then increase, leading to a chain reaction that can result in a significant loss of biodiversity in the ecosystem. Several evolution of the ecosystems in front of the excess of nutrients until their reduction is possible, following various trajectories of eutrophication. The main objective of this study is to define the eutrophication trajectory of the Kamouraska coastal zone, influenced by small tributaries of the St. Lawrence Estuary. To this end, two seasons of measurements were conducted in 2019 and 2020 during which surface water and intertidal zone sampling were carried out, in areas a priori identified under and outside the influence of rivers. Benthic primary producers (macrophyte diversity and biomass, microphytobenthic biomass) as well as water column parameters (nitrogen, phosphorus, suspended particulate matter and particulate organic matter concentrations, chlorophyll *a* and, pheopigments) were sampled and analysed. The results showed that nutrient concentrations are relatively low over the entire sampling area (average: $8.9 \mu\text{mol NO}_x \text{L}^{-1}$ over the entire sampled area in 2019, $12.41 \mu\text{mol NO}_x \text{L}^{-1}$ along the Kamouraska River plume transect in 2020). These status indicators are much lower than the concentrations observed in areas subject to coastal eutrophication elsewhere in the world. In addition, chlorophyll *a* concentration (seasonal averages: 2.55 and $1.91 \text{ mg chl } a \text{ m}^{-3}$ in 2019 and 2020, respectively) and maximum green algal biomass of 171.2 g m^{-2} (upper beach stratum, transect 1 in June 2020) are not symptomatic of eutrophic ecosystems. Biomass of benthic and planktonic primary producers in the nearshore zone were similar throughout the sampling area, river inputs unlikely having any effect on primary productivity. These indicators do not reveal any eutrophication phenomena in the Kamouraska coastal zone. However, the presence of a seasonal decoupling between maximum nutrient concentrations and the phenology of primary

producers in the coastal zone does not rule out the possibility that these ecosystems may be following a threshold eutrophication trajectory, although this threshold has not yet been crossed. In cases where eutrophication indicators do not reveal coastal eutrophication, the establishment of a vulnerability index is essential to monitor the evolution and manage areas potentially sensitive to coastal eutrophication, particularly in the St. Lawrence Estuary, where this issue is still very understudied.

Keywords : coastal eutrophication — trajectory — indicators — nutrients — benthic primary producers — phytoplankton

3.3	CONCENTRATIONS EN AZOTE ET EN CARBONE DANS LES SPARTINES	49
	
	DISCUSSION	51
	CONCLUSION GÉNÉRALE.....	59
	ANNEXES.....	65
	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	69

Liste des figures

- Figure 1 : La zone côtière, réceptacle du bassin versant. Issus de différentes origines (carrés verts à gauche), les apports du bassin versant (cercles verts sur fond blanc) transitent par le réseau hydrographique avant d'être acheminés vers les écosystèmes côtiers. En zone côtière, les écosystèmes sont les réceptacles de ces apports et jouent parfois le rôle de filtres biologiques (carrés verts à droite). - Issu de : Ducrottoy et Romaña (2018) 2
- Figure 2 : Changements des paramètres physico-chimiques et de la biodiversité en fonction du degré d'eutrophisation en milieu aquatique (Pinay et al., 2017)..... 5
- Figure 3 : Relations entre l'état eutrophe, les symptômes associés et les facteurs d'influence (charge d'azote et susceptibilité) (Bricker et al., 2008)..... 5
- Figure 4 : Représentation schématique de six trajectoires hypothétiques de réponse de l'hypoxie du système, manifestation de l'eutrophisation (en ordonnée) suite à des changements de conditions nutritives (en abscisse) (Kemp et al., 2009; Pinay et al., 2017)..... 8
- Figure 5 : Carte de l'estuaire et du Golfe du Saint Laurent - issue de (Savenkoff et al., 2017)..... 13
- Figure 6 : Zone d'échantillonnage des masses d'eau de surface (2019 : transects bleus, 2020 : transect orange) et médiolittorale (transects rouges : avec une influence supposée des rivières et transects verts : sans cette influence). Distances en km de la ligne de côte 17
- Figure 7 : Image satellite des écoulements à marée basse de la rivière Kamouraska et du ruisseau Challou. Les flèches blanches indiquent les embouchures des rivières. .. 19

Figure 8 : Profils verticaux de salinité (psu) des masses d'eau pour les saisons d'échantillonnage de mai, juillet et août 2019 pour les stations 0,9, 1,9, 3,7 et 5,6 km de la côte, sur les 6 transects (A, B, C, D, E, F) (voir Figure 6 pour précisions sur l'échantillonnage).....	28
Figure 9 : Concentrations en nitrites + nitrates ($\text{NO}_2 + \text{NO}_3$ en $\mu\text{mol L}^{-1}$), phosphates (PO_4^{3-} en $\mu\text{mol L}^{-1}$), matière particulaire en suspension (MPS en mg L^{-1}) et chlorophylle a (en mg m^{-3}) à 1 mètre de profondeur pour les échantillonnages de mai, juillet et août 2019, échantillonnés à 0,9 ; 1,9 ; 3,7 et 5,6 km de la côte sur 6 transects.....	31
Figure 10 : Classification hiérarchique ascendante des stations de rivière (échantillonnées en amont et à l'embouchure des rivières) et côtières (distances à la côte 0,9; 1,9; 3,7 et 5,6 km) des 6 transects (A, B, C, D, E et F) de 2019. Analyse réalisée avec les variables : Salinité, nitrite + nitrate, phosphate, N/P, matière particulaire et organique en suspension, chlorophylle a, phéopigments et C/N, échantillonnées à 1m sous la surface. Chal = rivière Challou ; Kam = rivière Kamouraska ; Emb = embouchure	33
Figure 11 : Diagramme TS (température en °C — salinité en psu) de l'échantillonnage de la plume de dilution de la rivière Kamouraska de mai, août et octobre 2020. Les lignes représentent les lignes de densité, les points en août et octobre représentent des masses d'eau homogène sur toute la profondeur de la colonne d'eau.	35
Figure 12 : Concentrations en nitrite+nitrate (A), phosphate (B) (en $\mu\text{mol L}^{-1}$), MPS (C) (mg L^{-1}) et chlorophylle a (D) (mg m^{-3}), pour les saisons d'échantillonnage mai (bleu clair), août (vert) et octobre (bleu foncé) 2020 du transect de la rivière Kamouraska en fonction de la salinité (psu). Les flèches représentent les stations à l'embouchure. Les stations au minimum de salinité (0) sont à 3,3 km en amont de l'embouchure. Le point de l'embouchure du mois d'août n'est pas représenté car la salinité n'a pas été mesurée suite à un problème technique. Réalisé avec les moyennes des deux répliquats techniques échantillonnés à 1 mètre de profondeur.....	38

- Figure 13 : Classification hiérarchique ascendante des stations de rivière (échantillonnées en amont [Kam] et à l'embouchure) et du transect du panache de la rivière Kamouraska (distances à la côte 0,4; 0,7; 1,5; 1,9; 2,8; 3,7; 4,6 et 5,6 km). Analyse réalisée avec les variables : salinité, nitrite+nitrate, phosphate, N/P, matières particulaires et organiques en suspension, chlorophylle a, phéopigments et C/N, échantillonnées à 1 m sous la surface. 40
- Figure 14 : Biomasse des algues vertes, des Fucacées et des spartines (g m^{-2}) pondérées par la longueur des strates sur les transects 1, 2, 3 et 4 des échantillonnages de la zone médiolittorale de 2019 et 2020. Les biomasses de spartine sont les biomasses aériennes. Au mois de mai 2019, les spartines sont trop petites pour être pesées.. 44
- Figure 15 : Concentration en chlorophylle a (A) et en phéopigment (B) du microphytobenthos pondéré par la distance des strates échantillonnées en 2020 sur les transects sous influences de la rivière, 2 et 3 (rouge et orange) et en dehors des rivières, 1 et 4 (vert et bleu). \pm erreur type 45
- Figure 16 : Classification hiérarchique ascendante des 4 transects échantillonnés sur la zone médiolittorale en 2019 et 2020. Analyse réalisée avec les variables : biomasses (g m^{-2} linéaire de strate) et abondances (nombre de pieds m^{-2} linéaire de strate) pondérés par la longueur des strates des algues vertes, spartines et Fucacées 47
- Figure 17 : Pourcentage d'azote (A), de carbone (B) et rapport C/N (C) de spartine pour les 4 mois échantillonnés, juin, juillet, août et septembre sur les transects sous l'influence supposé des rivières, 2 et 3 (rouge et orange) et en dehors des rivières, 1 et 4 (vert et bleu). 50

Liste des tableaux

- Tableau 1 : ANOVA, test de Kruskal-Wallis et test à posteriori des nitrate et nitrite, phosphate, MPS et chlorophylle a en fonction de l'influence des transects (A, B, C, D, E, F), des distances à la côte (0,9 ; 1,9 ; 3,7 et 5,6 km) et des saisons (les 6 dates d'échantillonnage). Les stations à l'embouchure et en amont des rivières ne sont pas prises en compte dans les analyses. Aucune interaction n'est considérée à cause du faible nombre de réplicats. Les chiffres en gras sont les résultats significativement différents (p -value < 0,05). 34
- Tableau 2 : Test de Kruskal-Wallis et test à posteriori des biomasses pondérées des producteurs primaires benthiques de la batture en fonction des transects (1, 2, 3 et 3), de l'influence des rivières (oui / non) et des saisons (les 7 dates d'échantillonnage), sans interactions 48

Liste des abréviations, sigles et acronymes

DCE : Directive-Cadre sur l'Eau

DCSMM : Directive-Cadre Stratégie pour le Milieu Marin

DIN : Azote Inorganique Dissous

EEA : Agence Européenne de l'Environnement

HCA : Classification Hiérarchique Ascendante

ISEC : Indice de Sensibilité à l'Eutrophisation Côtière

MOP : Matière Organique Particulaire en suspension

MPS : Matière Particulaire en Suspension

MRC : Municipalité régionale de comté

NEEA : National Estuarine Eutrophication Assessment

NML : Nitrogen Loading Model

NOAA : National Oceanographic and Atmospheric Administration

OSPAR : Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est

Introduction

Les zones côtières

La zone côtière est une interface cruciale entre la terre, la mer et l'atmosphère. C'est « l'espace géomorphologique de part et d'autre du rivage de la mer où se manifeste l'interaction entre la partie marine et la partie terrestre » (Ducrotoy et Romaña, 2018). Zone de contact entre les eaux douces du bassin versant et les eaux salées des mers et océans (Figure 1), la zone côtière est soumise à différents types de processus physiques, chimiques et biologiques et est naturellement riche, productive et diversifiée (Ngoile et Horrill, 1993). La zone côtière comprend notamment des formations particulières comme les estuaires, les deltas, les plaines côtières, les marais, les plages ou encore les récifs coralliens (Ducrotoy et Romaña, 2018; Ngoile et Horrill, 1993). Elle héberge différents types d'écosystèmes, sur des substrats sédimentaires ou rocheux et abrite une biodiversité spécifique élevée, marine et terrestre. Les écosystèmes côtiers assurent des fonctions écologiques essentielles avec notamment une production primaire qui compte parmi les plus importantes en milieu marin, pouvant atteindre des moyennes annuelles supérieures à 100 g C m^{-2} (Barnabé, 2016). Dans l'estuaire du Saint-Laurent, les écosystèmes côtiers de la rive sud se caractérisent par des affleurements rocheux de schiste colonisés essentiellement par des algues brunes ainsi que des battures de substrats meubles (vasière) qui favorisent le développement de marais salés (à spartine ou à scirpes) et d'herbiers de zostères (Conseil du Saint-Laurent, 2017; Dufour et Ouellet, 2007).

Aujourd'hui, il est largement reconnu que les écosystèmes côtiers sont particulièrement vulnérables aux perturbations naturelles, telles que les changements climatiques, l'érosion, les tempêtes, les inondations, et anthropiques comme la pêche, le tourisme ou l'agriculture (Barnabé, 2016; Dreujou et al., 2020; Ferro-Azcona et al., 2019; Fisher et al., 2006). La ligne du rivage mondial, qui s'étend sur 1 634 701 km, accueille 39 % de la population à moins de 100 km des côtes (Burke et al., 2001). Ainsi, avec une démographie grandissante occasionnant des besoins en ressources croissants, le développement technologique a augmenté l'utilisation des ressources marines et côtières, affectant la composition des espèces et les flux de matière et d'énergie dans les

écosystèmes côtiers (Barnabé, 2016; Ducrotoy et Romaña, 2018; Ngoile et Horrill, 1993). L'intensification de l'occupation des zones côtières amène de nouvelles problématiques et perturbations liées notamment à l'urbanisation du territoire, l'ancrage des bateaux commerciaux et de plaisance, les rejets d'eaux usées et industrielles ou le rejet d'ordures (Barnabé, 2016; Ducrotoy et Romaña, 2018). Parmi les activités humaines perturbant les zones côtières, l'agriculture est une source importante de nutriments dans les cours d'eau, aboutissant en zone côtière. En effet, l'application croissante et presque systématique d'engrais, de pesticides et d'herbicides riches en azote et en phosphore contribue à la dégradation des eaux côtières via le drainage des bassins versants (Ducrotoy et Romaña, 2018). Les zones côtières deviennent le réceptacle de pollutions (Figure 1) qui peuvent engendrer des déséquilibres au sein des écosystèmes côtiers comme l'eutrophisation.

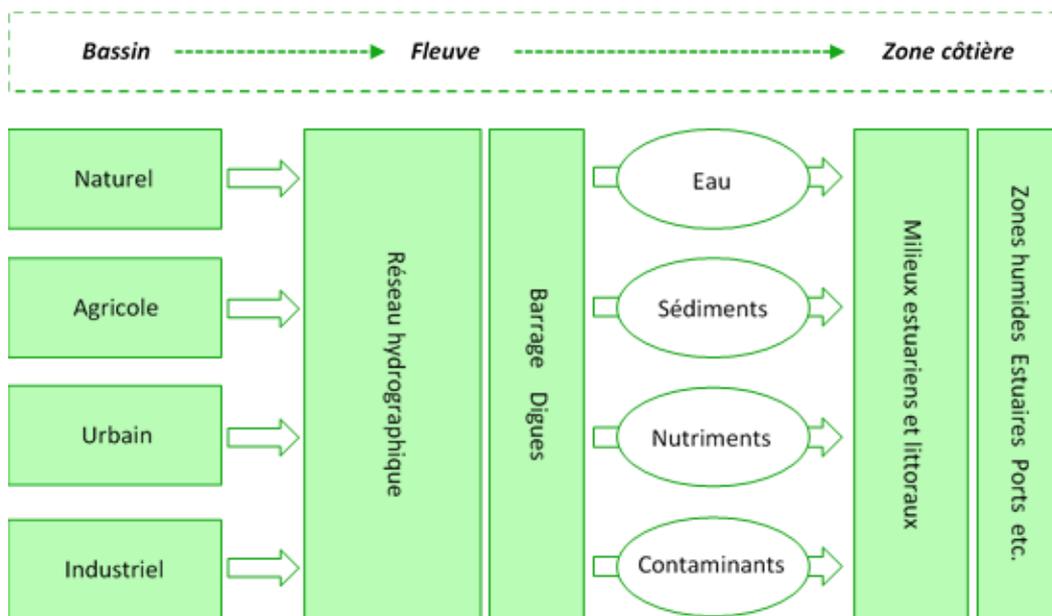


Figure 1 : La zone côtière, réceptacle du bassin versant. Issus de différentes origines (carrés verts à gauche), les apports du bassin versant (cercles verts sur fond blanc) transitent par le réseau hydrographique avant d'être acheminés vers les écosystèmes côtiers. En zone côtière, les écosystèmes sont les réceptacles de ces apports et jouent parfois le rôle de filtres biologiques (carrés verts à droite). - Issu de : Ducrotoy et Romaña (2018)

L'eutrophisation côtière

L'enrichissement excessif en fertilisants artificiels et lisiers en agriculture, combiné à l'accroissement des rejets urbains, a augmenté considérablement les apports en nutriments dans les zones côtières depuis le début de l'ère industrielle. Ces apports croissants en nutriments, notamment en azote (N) et phosphate (P) provenant du bassin versant par le lessivage des terres agricoles ou forestières et le rejet des eaux usées, vont occasionner un déséquilibre des milieux côtiers qui peuvent engendrer un processus d'eutrophisation côtière (Boesch, 2002; Cloern, 2001; Justić et al., 1995; Menesguen, 1992; Wang et al., 2018). Le phénomène d'eutrophisation côtière est déclenché par l'augmentation importante des concentrations en nutriments (N et P) en zone côtière qui stimule la production primaire au sein du système (Karydis, 2009; Pinay et al., 2017). Les biomasses phytoplanctoniques et/ou de macrophytes opportunistes nitrophiles augmentent alors très fortement, car ce sont les organismes photosynthétiques qui utilisent le plus rapidement les nutriments avec une grande capacité d'assimilation (Pedersen et Borum, 1996; Pinay et al., 2017). L'augmentation de la production primaire cause une augmentation de la matière organique dans le milieu, limitant la lumière pour les organismes photosynthétiques benthiques. La dégradation de cette matière organique par respiration bactérienne aérobie entraîne une diminution de l'oxygène dissous (hypoxie ou anoxie) dans le milieu (Figure 2, Figure 3) (Cloern et al., 2014; Kemp et al., 2009; Pinay et al., 2017). Ces conditions hypoxiques voir anoxiques peuvent induire des changements de biodiversité avec la disparition de certains organismes plus sensibles à la dégradation de la qualité des eaux côtières et notamment la diminution en oxygène. En plus de l'enrichissement en nutriments, le temps de résidence des eaux joue un rôle important dans le développement de l'eutrophisation côtière. En effet, la circulation résiduelle faible à nulle dans certaines baies occasionne le confinement des apports de nutriments ainsi que la rétention de la matière organique (Barnabé, 2016; Pinay et al., 2017)

Les phénomènes d'eutrophisation côtière peuvent se manifester différemment selon les sites. Dans les eaux peu profondes, c'est souvent l'eutrophisation à macroalgues (ou marées vertes) qui domine alors que l'eutrophisation à phytoplancton est retrouvée à la surface des eaux plus éloignées des côtes et plus profondes (Barnabé, 2016;

Menesguen, 1992). L'eutrophisation côtière à phytoplancton se traduit par une efflorescence soutenue par les apports continus de nutriments depuis les bassins versants (Barnabé, 2016; Menesguen, 1992). Par exemple, la baie de Vilaine (Bretagne, France), qui est influencée par deux fleuves (la Loire et la Vilaine), a enregistré des concentrations record en chlorophylle *a* en 2007, pouvant atteindre $116 \mu\text{g L}^{-1}$ au printemps, valeur 55 fois plus hautes que les concentrations moyennes en phytoplancton dans la même zone (Ratmaya et al., 2019). L'eutrophisation à macroalgue est caractérisée par une production massive d'algues vertes des genres *Ulva* et *Enteromorpha* principalement, qui ont de grandes capacités d'assimilation de l'azote (Pinay et al., 2017) et qui vont ainsi proliférer dans les zones côtières en cas d'apports importants en azote. Par exemple, en juillet 2005, il a été estimé que 25 000 tonnes d'algues vertes étaient présentes dans le fond de la baie de Saint-Brieuc (Bretagne, France) suite à un enrichissement excessif en azote induit par l'utilisation massive d'engrais sur les terres agricoles (Perrot et al., 2007). L'une des plus importantes marées vertes s'est produite en 2008 en Chine, où environ 20 millions de tonnes d'algues se sont échouées en Mer Jaune, recouvrant une zone comprise entre 13 000 et 30 000 km² (Gao et al., 2010; Smetacek et Zingone, 2013).

L'augmentation des biomasses de producteurs primaires en surface va augmenter la turbidité de la colonne d'eau et diminuer la pénétration de la lumière, limitant le processus de photosynthèse chez les autres producteurs primaires, notamment benthiques. Cette production excessive de matière organique dans les eaux côtières va augmenter les processus de dégradation aérobie par les microorganismes, qui vont consommer l'oxygène et induire un appauvrissement en oxygène dissous dans les eaux de fond qualifié d'hypoxie en deçà de $2 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$. Par exemple, en conséquence de la prolifération de phytoplancton alimenté par l'excès de nutriments provenant du fleuve Pô, le Golfe de Trieste (Italie) est touché par une hypoxie saisonnière sévère dans les eaux de fond (Diaz, 2001). Ces zones hypoxiques entraînent une asphyxie des communautés benthiques avec une augmentation de la mortalité des invertébrés et des poissons associés au fond (Howarth et al., 2011; Menesguen, 1992; Modig et Ólafsson, 1998; Pinay et al., 2017; Vaquer-Sunyer et Duarte, 2008). Finalement, c'est une perte importante de la biodiversité qui peut être observée dans tout le système en cas d'eutrophisation côtière (Kitsiou et Karydis, 2011; Pinay et al., 2017) (Figure 2 et Figure 3). C'est le cas dans la

lagune côtière Mar Menor (Espagne) où lors du phénomène d'eutrophisation de 2016, une forte augmentation des concentrations en nutriments et en chlorophylle *a* ($> 10 \mu\text{g L}^{-1}$) a induit une baisse de la pénétration de la lumière et a conduit à la perte de 81 % des herbiers de macrophytes ainsi qu'une perte de la richesse spécifique et de l'abondance d'ichtyoplancton (Pérez-Ruzafa et al., 2019). De plus, quand la matière organique s'accumule sur les sédiments, comme lors de marées vertes, l'environnement physico-chimique devient souvent hostile avec la production de sulfure d'hydrogène (H_2S) associé à la décomposition des algues et source des empoisonnements (Smetacek et Zingone, 2013; Ye et al., 2011).

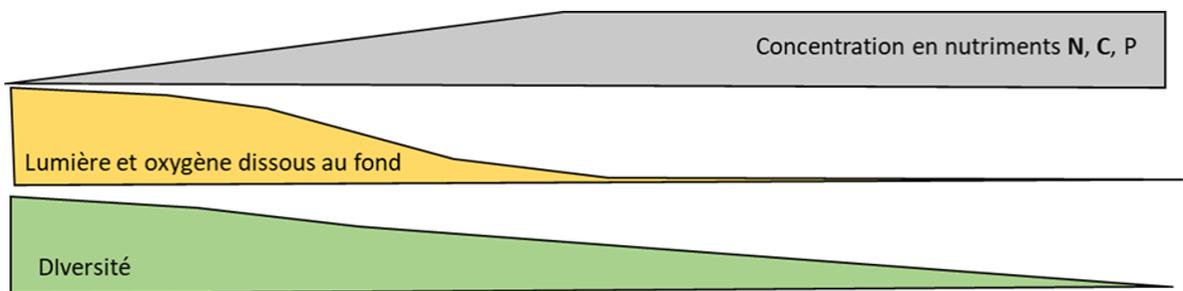


Figure 2 : Changements des paramètres physico-chimiques et de la biodiversité en fonction du degré d'eutrophisation en milieu aquatique (Pinay et al., 2017)

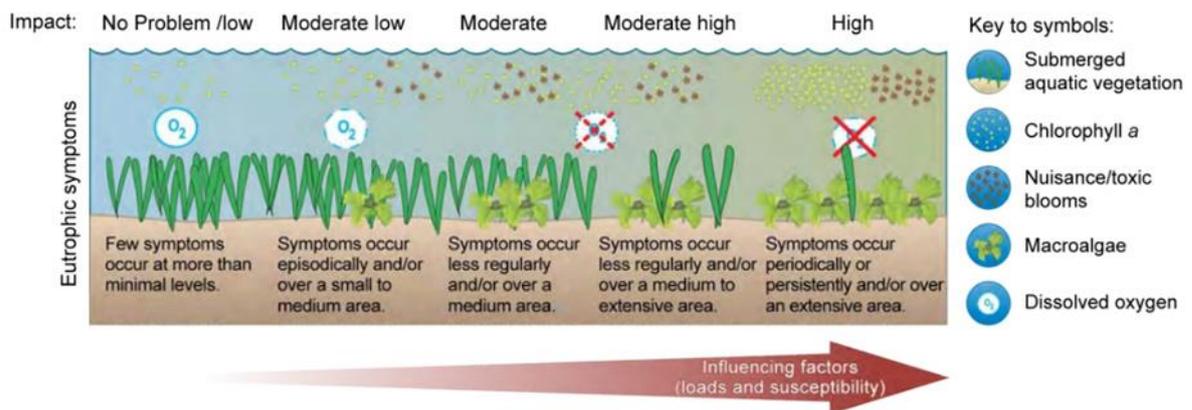


Figure 3 : Relations entre l'état eutrophe, les symptômes associés et les facteurs d'influence (charge d'azote et susceptibilité) (Bricker et al., 2008)

Les trajectoires d'eutrophisation

Il n'y a pas de réponse unique d'un système à un phénomène d'eutrophisation côtière. Celle-ci dépend non seulement des concentrations en nutriments arrivant dans le système, du type d'habitat, mais également des communautés présentes. Ainsi le concept de trajectoire d'eutrophisation désigne les évolutions possibles des écosystèmes aquatiques depuis un apport en excès de nutriments dans le milieu jusqu'à leur réduction (Duarte, 2009; Pinay et al., 2017). Si la diminution des apports en nutriments (oligotrophisation) à l'échelle de l'écosystème peut améliorer la qualité de l'eau, elle peut également modifier l'ensemble du réseau trophique de l'écosystème (Duarte, 2009). Kemp et al. (2009), ont défini un large éventail de réponses possibles de écosystèmes aux changements dans la charge de nutriments (Figure 4).

Dans le cas le plus simple, les effets de l'eutrophisation augmentent et diminuent parallèlement aux changements des apports en nutriments : ce sont alors des réponses continues et linéaires qui caractérisent une trajectoire linéaire (Figure 4a) (Kemp et al., 2009; Zhang et al., 2010). Par exemple, dans l'estuaire de la rivière Patuxent (États-Unis), l'amélioration du système de traitement des eaux usées a permis une réduction de 25 à 30 % des charges (ou flux entrants) en azote et phosphore. Les effets de l'eutrophisation comme l'augmentation de la concentration en chlorophylle *a* et l'hypoxie dans les eaux de fond de l'estuaire moyen ont ainsi diminué parallèlement (Kemp et al., 2009).

Lors d'une augmentation ou une diminution des concentrations en nutriments dans le système, les effets de l'eutrophisation peuvent également être faibles jusqu'à ce que le système s'approche d'un « seuil » où les changements de concentrations en nutriments provoquent un changement brusque du système qui définit la trajectoire avec seuil (Figure 4b). Par exemple, après les améliorations des stations d'épuration en amont de la Tamise (Angleterre), les charges en matière organique dissoute et particulaire ont diminué dans les eaux côtières. Les conditions en oxygène se sont alors améliorées lentement jusqu'à ce que 70 % de la charge de matière organique dissoute et particulaire soit éliminée, suivies d'une réponse rapide jusqu'aux derniers 30 %, d'où la présence d'un seuil (Andrews et Rickard, 1980; Kemp et al., 2009).

Lorsque l'écosystème est confronté à une augmentation des apports en nutriments qui va modifier la structure trophique, les conditions de l'habitat et les cycles biogéochimiques, le système peut suivre une trajectoire d'eutrophisation différente de celle d'oligotrophisation et atteindre des points finaux différents. L'écosystème suit alors une trajectoire avec hystérésie (Figure 4c, d, f). Ces écosystèmes deviennent alors résistants aux changements d'état et des réductions plus importantes de nutriments avec des temps de récupérations plus longs sont nécessaires afin d'avoir un retour initial du système. Par exemple, en mer Noire, lorsque l'utilisation d'engrais riches en N et P a commencé à diminuer dans le bassin versant du Danube (Roumanie) dans les années 1980, des zones hypoxiques ont encore été observées pendant environ 5 ans (Kemp et al., 2009; Mee, 2006; Oguz et Gilbert, 2007).

D'autres perturbations (par exemple, changement climatique, pêche, invasion d'espèces) peuvent affecter l'état initial dans les systèmes exposés. Le rétablissement complet de l'écosystème ne peut pas facilement être atteint et ne dépend pas uniquement de la diminution en nutriments. C'est un cas de trajectoire avec changement de ligne de base (« shifting baseline ») (Figure 4e, f). Par exemple, dans les détroits danois, en mer Baltique, si la température de l'eau de surface augmentait de 4 °C, la surface hypoxique de leurs eaux profondes passerait de 5 à 10 % lors d'une année normale à 10 à 15 %, ne permettant pas un retour initial du système, même si les apports en azote diminuent depuis les années 1980 (Conley et al., 2007; 2009).

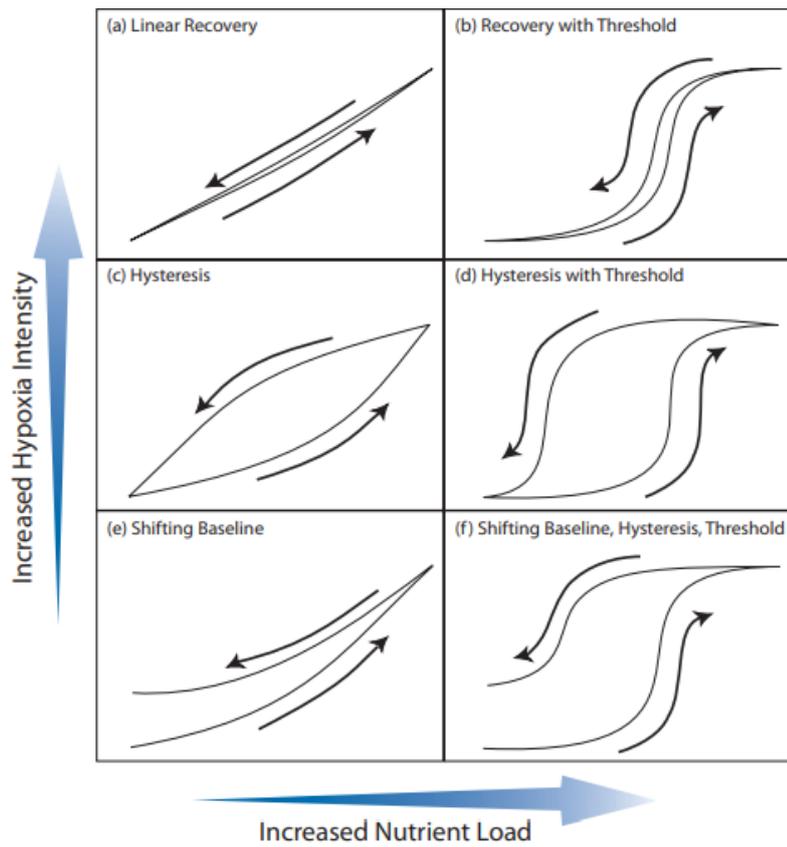


Figure 4 : Représentation schématique de six trajectoires hypothétiques de réponse de l'hypoxie du système, manifestation de l'eutrophisation (en ordonnée) suite à des changements de conditions nutritives (en abscisse) (Kemp et al., 2009; Pinay et al., 2017)

Les indicateurs d'eutrophisation

Pour évaluer l'état de santé général des écosystèmes côtiers, l'utilisation d'indicateurs est souvent encouragée, car elle permet de faciliter la communication entre les scientifiques et les personnes en charge de la prise de décision en matière de réglementation, de durabilité ou de biodiversité (Ducrotoy et Romaña, 2018; Niemi et McDonald, 2004). L'Agence Européenne de l'Environnement (EEA) définit qu'un « indicateur est une mesure, généralement quantitative, qui peut être utilisée pour illustrer et communiquer simplement des phénomènes complexes, y compris les tendances et les progrès dans le temps » dont l'objectif principal est l'évaluation de l'intégrité de l'écosystème » (EEA, 2005; Karydis, 2009). Les indicateurs d'eutrophisation côtière sont nombreux et variés et peuvent être classés en trois catégories : les indicateurs de pression, d'état et d'impact (Karydis, 2009; Pinay et al., 2017).

Les indicateurs de pression sont basés sur les facteurs à l'origine de l'eutrophisation et font référence à des mesures des apports en nutriments (par ex en $\text{kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) subies par un système. Par exemple, pour estimer la charge d'azote émise par les bassins versants dans Waquoit Bay (Massachusetts, USA), Valiela et al. (1997); (2000), ont développé un modèle de charge d'azote (NML : Nitrogen Loading Model). Ces indicateurs peuvent fournir une alerte précoce d'eutrophisation puisqu'ils monitorent les paramètres à l'origine de l'excès de production primaire dans le système (McQuatters-Gollop et al., 2009). Les indicateurs d'états sont les concentrations en nutriments (N et P essentiellement) mesurés directement dans les milieux étudiés. Ils permettent de mesurer l'état écologique d'un milieu ainsi que d'établir un lien avec les flux émis par les bassins versants en montrant dans quelle mesure les efforts de réductions en nutriments sont efficaces. Ils créent également des liens cruciaux avec les indicateurs d'impacts (Ibisch et al., 2017; Pinay et al., 2017). Les indicateurs d'impacts sont utilisés pour signaler la présence de perturbations écologiques et répondent notamment aux concentrations en nutriments dans le milieu. Ils comprennent des indicateurs biologiques comme la chlorophylle *a*, la diversité et la biomasse spécifique (phytoplancton, macrophytes, macrozoobenthos). Par exemple, Paerl et al. (2003) ont utilisé les groupes fonctionnels phytoplanctoniques comme indicateurs pour évaluer la qualité de l'eau, l'état trophique et l'état général de deux écosystèmes côtiers, Neuse River-Pamlico Sound en Caroline du

Nord et Galveston Bay au Texas (États-Unis). Ces indicateurs d'impacts comprennent également des indicateurs physico-chimiques comme la profondeur de Secchi et la concentration en oxygène de fond (Ibisch et al., 2017; Pinay et al., 2017).

Les écosystèmes côtiers réagissent différemment à l'apport en excès d'éléments nutritifs. C'est la raison pour laquelle l'utilisation de plusieurs indicateurs, combinés sous forme d'indice, est essentielle pour évaluer l'état écologique d'un écosystème (McQuatters-Gollop et al., 2009). Par exemple, Ryan et al. (2008) ont développé un indice d'eutrophisation saisonnier pour l'Île-du-Prince-Édouard basée sur les concentrations en nutriments, le rapport de Redfield (indicateur d'état) ainsi que les concentrations en chlorophylle *a* (indicateur d'impact).

De nombreux programmes de surveillance de l'eutrophisation ont été mis en place partout dans le monde et utilisent des indices d'eutrophisation. En Europe par exemple, la convention OSPAR (Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est) utilise dans le cadre de la stratégie « eutrophisation » de nombreux indicateurs (les apports en nutriments, les concentrations en nutriments, en chlorophylle *a*, la présence de *Pheocystis* [algue nanoplantonique] et l'oxygène dissous) pour évaluer l'état trophique de la zone maritime OSPAR et mettre en place des actions nécessaires dans les zones touchées par l'eutrophisation (OSPAR, 2013). D'autres programmes existent pour évaluer et maintenir un bon état écologique des eaux marines comme la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM), adoptée par la commission européenne, qui vise à maintenir ou atteindre un bon état écologique des mers et océans européens et qui prend en compte l'état eutrophe des milieux (DCSMM, 2008; Lefebvre, 2012). Aux États-Unis, Bricker et al. (1999) ont mis au point un indice d'état trophique pour les eaux estuariennes dans le cadre du National Estuarine Eutrophication Assessment (NEEA) de la NOAA (National Oceanographic and Atmospheric Administration) basée sur 16 paramètres répartis en quatre groupes (Brylinsky, 2006) : les conditions algales (concentration en chlorophylle *a*, la turbidité [disque de Secchi], les concentrations en matière particulaire en suspension, occurrence des algues nuisibles et toxiques, abondance des macrophytes et des épiphytes), les concentrations en nutriments (azote, phosphore), l'oxygène dissous (anoxie, hypoxie, stress biologique) et la réponse des écosystèmes et des communautés (production primaire dominante, groupes taxonomiques

dominants des communautés du phytoplancton et des communautés benthiques, couverture spatiale de la végétation aquatique submergée des zones humides médiolittorales).

Si un indicateur se doit d'être facile à comprendre et aisément mis en œuvre (Ducrotoy et Romaña, 2018; EEA, 2005), ce n'est pas le cas des indices qui, eux, sont très divers. En effet, chaque indice n'utilise pas les mêmes ou le même nombre d'indicateurs, ce qui les rend plus ou moins faciles à utiliser. De plus, les indices sont généralement spécifiques aux zones dans lesquelles ils sont développés et leur utilisation à large échelle reste limitée. Au Canada, aucun indice spécifique sur l'eutrophisation côtière n'a encore été développé.

L'eutrophisation côtière au Canada

À l'échelle mondiale, l'eutrophisation côtière est très étudiée, notamment dans les grands ensembles comme la baie de Chesapeake ou encore la mer Baltique. Mais, comparativement aux États-Unis et à l'Europe, il existe très peu de connaissances sur les impacts de l'eutrophisation côtière sur les écosystèmes côtiers au Canada (Kelly et al., 2021; McIver et al., 2019). En effet, seulement 42 articles scientifiques ont été publiés à ce jour sur cette thématique au Canada depuis 1996 (recherche Web of Science, 9 juin 2023). La grande majorité de ces recherches (31) se concentrent sur le Canada Atlantique, notamment sur les côtes du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse ainsi que celles du Golfe du Saint-Laurent. Par exemple, au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse, Kelly et al. (2021) ainsi que McIver et al. (2015) se sont concentrés sur les charges d'azote des bassins versants et des estuaires à l'aide du modèle de charges d'azote (NML) établi par Valiela et al. (1997; 2000). De plus, sur l'Île du Prince-Édouard, au sud du Golfe du Saint-Laurent, Lavaud et al. (2020) ont rapporté que certains estuaires avec de fortes concentrations d'azote connaissent des phénomènes d'eutrophisation côtière en lien avec l'agriculture. Des développements anormaux d'algues vertes *Ulva lactuca* ont par exemple été mesurés (1355 g m^{-2} en août 2017) dans l'estuaire associé à des concentrations élevées en azote dans la baie de Malpèque (jusqu'à $268,50 \mu\text{mol L}^{-1}$) (Lavaud et al., 2020). Certains estuaires connaissent également des périodes hypoxiques

prolongées : l'estuaire de Kildare (île du Prince-Édouard, Canada) est en hypoxie environ 23 % du temps et eutrophe environ 80 % du temps (Coffin et al., 2018; Lavaud et al., 2020).

Avec environ 80 % de la population québécoise vivant le long de ses côtes, le Saint-Laurent est un système continu où se rencontrent l'eau salée de l'océan Atlantique et l'eau douce d'un grand bassin versant drainant 1 320 000 km². L'estuaire fluvial du Saint-Laurent s'étend de Trois-Rivières à l'île d'Orléans, suivi par l'estuaire moyen de l'île d'Orléans à Tadoussac (Figure 5). Vient ensuite l'estuaire maritime jusqu'à Pointe des Monts. Le débit moyen du fleuve enregistré à Québec est de 12 200 m³ s⁻¹ (Matte et al., 2018). Les recherches sur le phénomène d'eutrophisation côtière dans l'estuaire du Saint-Laurent sont très rares. Depuis la colonisation européenne au 17^e siècle, l'utilisation des terres s'est accélérée au Québec, avec notamment le développement de l'agriculture et de l'industrie papetière. Ces activités ont occasionné une augmentation des rejets de nutriments par l'érosion des sols et de carbone organique terrigène par les déchets industriels dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent (Thibodeau et al., 2006).

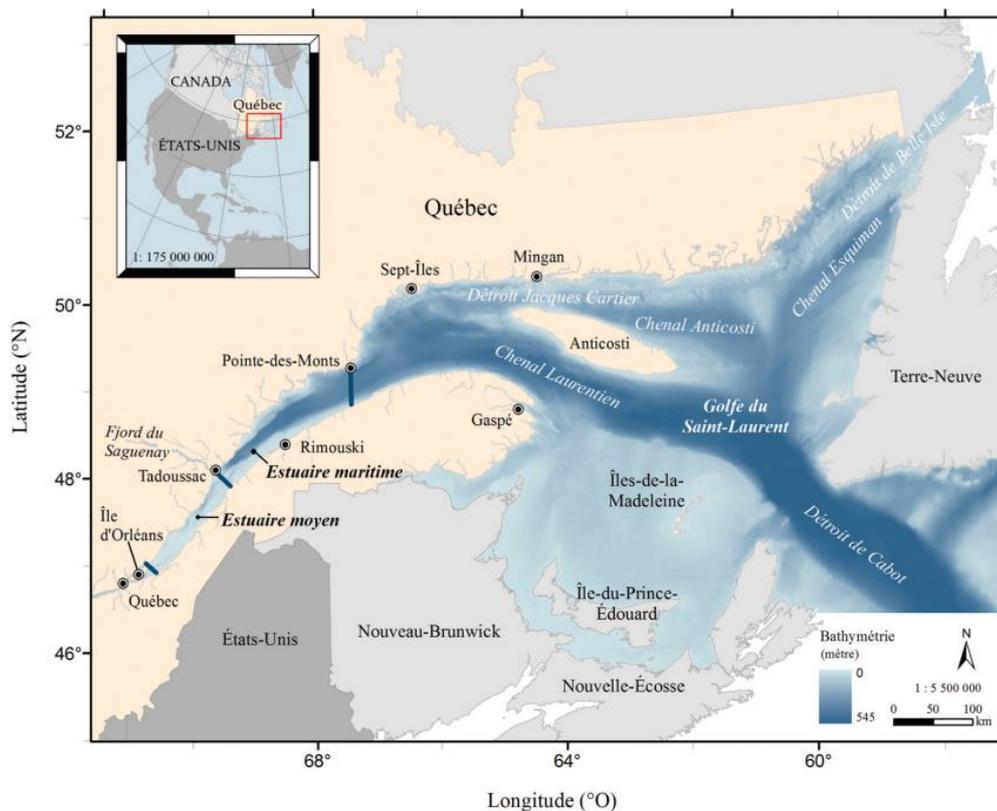


Figure 5 : Carte de l'estuaire et du Golfe du Saint Laurent - issue de (Savenkoff et al., 2017)

Depuis les années 1970, les concentrations en oxygène du chenal Laurentien ont diminué d'environ 50 %, passant d'environ $125 \mu\text{mol kg}^{-1}$ à moins de $60 \mu\text{mol kg}^{-1}$ (Gilbert et al., 2005; Jutras et al., 2020a). Cette diminution est principalement expliquée par un changement de compositions de la masse d'eau entrant dans le chenal Laurentien (diminution de la proportion des eaux du courant du Labrador riche en oxygène et augmentation des eaux du centre de l'Atlantique Nord, pauvre en oxygène) et l'augmentation des températures des eaux profondes (Jutras et al., 2020a). Cependant, compte tenu de l'augmentation de la production primaire observée au cours des 30 dernières années dans le Saint-Laurent, l'eutrophisation pourrait renforcer cette hypoxie (Gilbert et al., 2005; Jutras et al., 2020a; Thibodeau et al., 2006). Les apports des nombreux petits affluents côtiers du Saint-Laurent pourraient contribuer à cette eutrophisation plus générale, mais aussi générer très localement des phénomènes ponctuels d'eutrophisation côtière qui ne sont pas du tout étudiés.

Objectifs et hypothèses

Mon projet de maîtrise s'inscrit dans le projet inter-sectoriel Odyssée Saint-Laurent « Expertise collective sur l'eutrophisation et la qualité des eaux côtières : vers l'appropriation des connaissances », financé par le Réseau Québec Maritime (chercheuse principale : G. Chaillou). Il a pour objectif général de définir la trajectoire d'eutrophisation de la bande côtière du Kamouraska, influencée par de petits affluents de l'estuaire du Saint-Laurent.

Le premier sous-objectif spécifique de mon projet de recherche est d'étudier les variations spatio-temporelles des indicateurs d'états que sont les concentrations en nutriments (nitrite, nitrate et phosphate) ainsi que la charge en matière organique et particulaire en suspension dans la bande côtière du Kamouraska pendant la période libre de glace (mai et octobre), afin de comprendre si ces apports peuvent induire une forte augmentation de la productivité primaire. L'hypothèse émise est que les concentrations en nutriments vont fortement varier au cours de la période libre de glace, potentiellement lié aux apports des rivières, et ces concentrations seront différentes entre les eaux très côtières et plus au large, vers le centre de l'estuaire du Saint-Laurent. On s'attend à ce que les concentrations en nutriments, en matière organique particulaire et en matière particulaire en suspension (MOP et MPS) soient maximales au printemps, lors de la débâcle en raison de leur stockage dans la glace et du lessivage des sols par les eaux de fonte qui charrient les nutriments vers le milieu côtier. On s'attend également à ce que les concentrations en nutriments soient plus élevées au niveau de l'embouchure des rivières, avec une dilution rapide en direction du centre de l'estuaire du Saint-Laurent.

Le second sous-objectif de cette étude est de comprendre comment les indicateurs biologiques d'impact de l'eutrophisation (le phytoplancton et les producteurs primaires benthiques) vont évoluer durant la période libre de glace. L'hypothèse de travail est que les biomasses des producteurs primaires suivent une saisonnalité marquée et seront différentes entre les zones sous l'influence des rivières et les zones hors de cette influence. On s'attend à ce que, d'une part, les biomasses de producteurs primaires suivent une tendance saisonnière d'augmentation entre juin et août puis de diminution à partir de septembre, liée à leur phénologie. D'autre part, ces biomasses devraient être plus élevées

sur les zones sous l'influence des rivières. On s'attend également à ce que les contenus en azote des producteurs primaires benthiques soient plus élevés dans les zones sous influences des rivières, reflets d'apports d'azote plus importants.

Sur la base de ces données recueillies sur des indicateurs d'état et d'impact, le dernier sous-objectif de cette étude est de définir la trajectoire d'eutrophisation de la bande littorale du Kamouraska en mettant en relation les variations saisonnières des nutriments et les indicateurs biologiques. En supposant que les concentrations maximales en nutriments déversés dans le milieu côtier depuis le bassin versant ne concordent pas avec la saison de croissance des producteurs primaires, la trajectoire d'eutrophisation de la zone côtière du Kamouraska suivrait une trajectoire avec seuil. On s'attend à ce que le pic de biomasse des indicateurs biologiques soit observé au début d'été, après la période où les concentrations en nutriments sont à leur maximum (début du printemps).

Matériel et méthode

2.1 SITE D'ÉCHANTILLONNAGE

Le site d'échantillonnage est situé sur la rive sud de l'estuaire moyen du Saint-Laurent, dans la région administrative du Bas-Saint-Laurent, au Kamouraska. La municipalité régionale de comté (MRC) du Kamouraska est une région très agricole et d'attrait touristique pendant la saison estivale. Le site échantillonné couvre une bande littorale entre Kamouraska et Saint-André de Kamouraska sur une distance de 7,5 km de linéaire côtier et jusqu'à 5,6 km au large de la côte à hauteur des îles de la réserve nationale de faune des îles de l'estuaire. Le site d'échantillonnage comprend deux embouchures de cours d'eau : le ruisseau Challou et la rivière Kamouraska (Figure 6). Avec des débits journaliers de $2,58 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en 2019 et de $3,74 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (valeurs moyennes annuelles), cette dernière draine un bassin versant de 296 km^2 lui-même constitués de deux sous-bassins versants : le premier comprend les rivières Dufour, Saint-Denis et Kamouraska et est situé en milieu forestier alors que le second, le sous-bassin de la rivière Goudron, est situé en milieu agricole, plus en aval (voir annexe I) (Tommi-Morin et al., 2022).

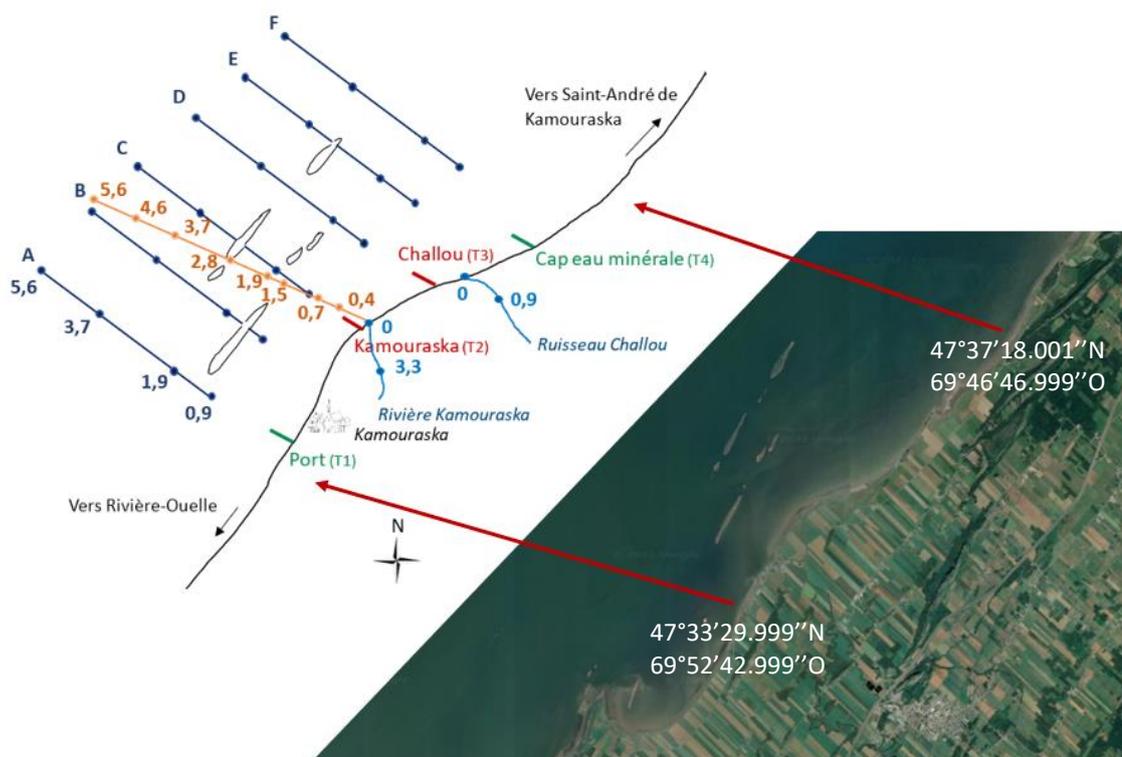


Figure 6 : Zone d'échantillonnage des masses d'eau de surface (2019 : transects bleus, 2020 : transect orange) et médiolittorale (transects rouges : avec une influence supposée des rivières et transects verts : sans cette influence). Distances en km de la ligne de côte

Les chiffres en blanc sont les latitudes et longitudes (degrés sexagésimaux) des limites de la zone d'étude indiquée par les flèches rouges

2.2 ÉCHANTILLONNAGE

2.2.1 Échantillonnage des masses d'eau de surface de la zone côtière (0 - 5,6 km)

Les masses d'eau de surface de la zone côtière (de 0 - 5 à 6 km au large de la ligne de côte) ont été échantillonnées à marée haute (étal de pleine mer ± 2 h), depuis de petites embarcations, le Macoma (ISMER-UQAR) et le Mordax (Québec-Océan, ULaval). Les rivières ont été échantillonnées à pied. L'échantillonnage de l'été 2019 a été effectué lors des mêmes périodes que l'échantillonnage de la zone médiolittorale soit du 22 au 24 mai, du 2 au 4 juillet et du 21 au 23 août. Ainsi, 6 transects ont été visités. Pour chaque transect, 4 stations ont été échantillonnées à 0,9 ; 1,9 ; 3,7 et 5,6 km de la côte (Figure 6). L'embouchure et l'amont (à 3,3 km en amont de l'embouchure) de la rivière Kamouraska ainsi que l'embouchure du ruisseau Challou ont également été échantillonnées. Suite à l'analyse des premières données de 2019 et pour avoir un meilleur profil de dilution de la rivière Kamouraska, un seul transect a été réalisé le long de la plume de la rivière Kamouraska au cours de l'été 2020. Sur ce transect de 2020, 10 stations ont été échantillonnées à 0 (embouchure) ; 0,4 ; 0,7 ; 1,5 ; 1,9 ; 2,8 ; 3,7 ; 4,6 et 5,6 km de la côte et à 3,3 km en amont de l'embouchure de la rivière le 20 mai, le 22 août et le 2 octobre (Figure 6).

Pour chaque station et à chaque date d'échantillonnage, 4 L d'eau ont été prélevés à l'aide d'une bouteille Niskin qui a été déployée à une profondeur d'environ un mètre sous la surface. L'eau prélevée a été conservée dans des bouteilles Nalgene de 4 L placées au frais dans des glacières jusqu'au retour au laboratoire (entre 2 et 3 h en 2019 et entre 4 à 5 h en 2020) pour des analyses de nutriments (nitrite, nitrate et phosphate), de matière particulaire et organique en suspension (MPS et MOP), de chlorophylle *a* et phéopigments et les concentrations en carbone et en azote. Une sonde CTD (SBE 911 plus, Sea-Bird, États-Unis), a été déployée afin de réaliser un profil vertical de la colonne d'eau à chaque station. Une sonde YSI (modèle 600XLM, YSI, États-Unis), calibrée à chaque période d'échantillonnage pour la conductivité et le pH, a été utilisée pour mesurer la température et la salinité dans les eaux de surfaces pour les stations des rivières.

2.2.2 Échantillonnage des producteurs primaires benthiques de la zone médiolittorale

La diversité et la biomasse des producteurs primaires benthiques (plantes aquatiques vasculaires, macroalgues et microphytobenthos) de la zone médiolittorale ont été déterminées à marée basse, en 2019 et 2020 durant la période libre de glace (mai - octobre).

À l'été 2019, trois périodes, définies en fonction de la dynamique saisonnière, ont été échantillonnées : du 22 au 24 mai, après le retrait des glaces ; du 2 au 4 juillet, lorsque l'ensoleillement et la croissance des macrophytes sont au maximum, et du 21 au 23 août, lorsque la biomasse des macrophytes est maximale (Berglund et al., 2003).

À chacune de ces périodes, 4 transects de 300 mètres (1 : Le port, 2 : Kamouraska, 3 : Challou, 4 : Cap à l'eau minéral), déployés perpendiculairement au trait de côte depuis la limite de haute mer, ont été échantillonnés du haut vers le bas de plage. À l'été 2020, ces 4 mêmes transects ont été échantillonnés lors de quatre périodes : 5 - 7 juin, 22 - 23 juillet, 19 - 20 août et 14 - 16 septembre. Les différents transects étaient espacés les uns des autres de 2,3 km (transect 1 et 2), 1,5 km (transect 2 et 3) et 2,1 km (transect 3 et 4) (Figure 6). Ils ont été stratégiquement positionnés pour être sous influence ou hors de l'influence des panaches des affluents principaux, en se basant sur des images aériennes des panaches de rivière (Figure 7).

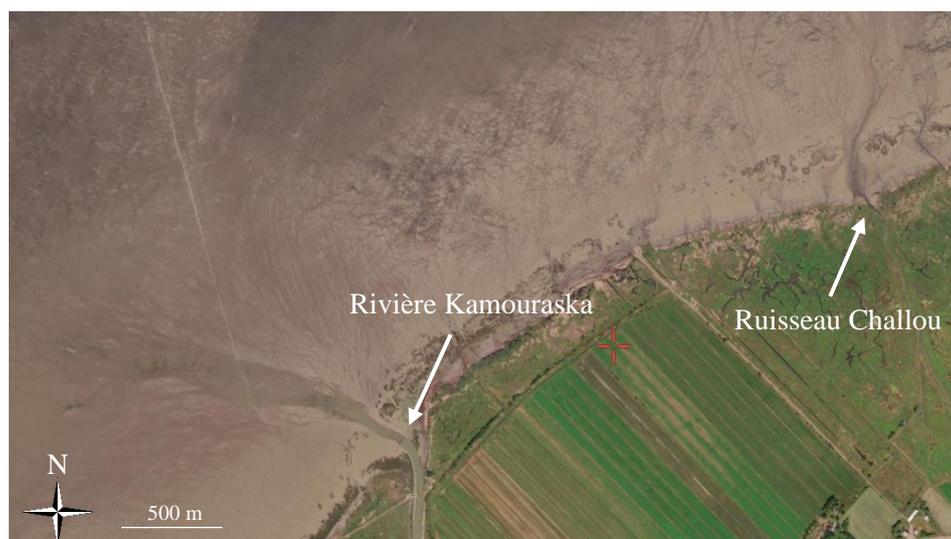


Figure 7 : Image satellite des écoulements à marée basse de la rivière Kamouraska et du ruisseau Challou. Les flèches blanches indiquent les embouchures des rivières.

Pour l'échantillonnage de chaque transect, un arrêt a été effectué tous les 15 mètres. À chaque changement des 4 strates végétales c'est-à-dire lorsque la végétation ou le substrat changeait de manière significative (haut de plage, spartine, vase et macroalgue), 5 quadrats de 0,25 mètre carré étaient disposés aléatoirement dans un périmètre de 5 mètres autour de la ligne de transect. Dans chaque quadrat, le nombre de taxons de macrophytes, leur densité ainsi que leur biomasse humide (essorées à la main en les tordant puis pesées à l'aide d'un peson [± 2 g]) ont été déterminées.

2.3 ANALYSES EN LABORATOIRE

2.3.1 Concentration en nutriments

Les concentrations en nitrite, nitrate et en phosphate dans l'eau de surface ont été mesurées pour trois réplicats de 15 mL, pour chaque bouteille prélevée. L'eau a été filtrée avec des seringues préalablement lavées à l'acide HCl 10 %, sur des filtres en acétate de cellulose de 0,2 μm de porosité (Avantor VWR, Radnor, USA) dans des tubes Falcon de 15 mL préalablement lavés à l'acide HCl 10 % avant d'être conservés au congélateur à -20 °C pour analyses ultérieures. Les 324 échantillons (2019 : 26 stations x 3 périodes x 3 réplicats techniques ; 2020 : 10 stations x 3 périodes x 3 réplicats techniques) ont été analysés avec la méthode de colorimétrie, décrite par Armstrong et al. (1967) et Grasshoff et al. (1983), avec un Auto-analyseur (modèle AA3, Bran Luebbe, Allemagne) utilisé en mode flux continu (limite de détection nitrite et nitrate : $0,015 \mu\text{mol L}^{-1}$, phosphate : $0,024 \mu\text{mol L}^{-1}$). Un problème technique étant survenu lors des analyses des échantillons du mois d'octobre 2020, les concentrations en nitrites et nitrates de 0,4 à 2,8 km le long de la plume de dilution de la rivière Kamouraska n'ont pas pu être analysées.

2.3.2 Concentration en matière particulaire et organique en suspension

La détermination de la concentration de matière particulaire en suspension (MPS) et de la matière organique particulaire en suspension (MOP) dans la masse d'eau a été réalisée avec la méthode décrite par Aminot et Chaussepied (1983). Un volume de 100 à 900 mL de chacun des 216 échantillons d'eau de surface (2019 : 26 stations x 3 périodes x 2 répliqués techniques ; 2020 : 10 stations x 3 périodes x 2 répliqués techniques) ont été filtrés sur rampe de filtration avec tulipes en verre sur des filtres prépesés Whatman en microfibre de verre GF/F de 47 mm de diamètre et de 0,7 µm de porosité. Ceux-ci ont été conservés à -80 °C avant d'être séchés (lyophilisateur Freezone 12, Labconco, USA) puis pesés (microbalance MX5, Mettler Toledo, Greifensee, Suisse). La différence de masse a permis de connaître la masse totale de MPS dans le volume d'eau filtré. Une partie des filtres ont ensuite été brûlés à 450 °C pendant 5 heures au four à combustion (modèle F-A1730, Thermolyne, USA), puis pesés de nouveau à la microbalance afin de connaître la masse de matière organique (MOP) sur les filtres.

2.3.3 Concentrations en chlorophylle *a* et en phéopigments dans la masse d'eau et les sédiments

Un volume de 80 à 400 mL de chacun des 216 échantillons d'eau de surface (2019 : 26 stations x 3 périodes x 2 répliqués techniques ; 2020 : 10 stations x 3 périodes x 2 répliqués techniques) ont été filtrés sur rampe de filtration avec tulipes en verre sur des filtres Whatman en microfibre de verre GF/F de 25 mm de diamètre et de 0,7 µm de porosité.

De plus, pendant les périodes de juillet, août et septembre 2020, afin d'obtenir la concentration en chlorophylle *a* et en phéopigments du microphytobenthos de chaque transect, 296 carottes de sédiment ont été prélevées. À chaque arrêt, 5 échantillons du premier centimètre de sédiment ont été prélevés autour des quadrats à l'aide d'une seringue tronquée de 1,5 cm de diamètre et placés dans des tubes Falcon de 15 mL prépesés. Avant les extractions, la masse humide de ces échantillons de substrat a été

pesée à l'aide d'une balance de précision (NewClassic MS, Mettler Toledo, Greifensee, Suisse).

La méthode de fluorimétrie (Holm-Hansen et al., 1965; Riaux-Gobin et Klein, 1993; Yentsch et Menzel, 1963) a été utilisée pour estimer les concentrations en chlorophylle *a* et en phéopigments dans la masse d'eau et les sédiments. Ainsi, pour l'extraction des pigments, 10 mL d'acétone 90 % ont été ajoutés dans les flacons contenant les filtres ainsi que dans chaque tube Falcon contenant les sédiments. Après 18 à 24 heures d'extraction au froid (4 °C), les échantillons de sédiments ont ensuite été centrifugés (5430 R, Eppendorf, Hambourg, Allemagne) à 3000 rpm pendant 10 minutes à 4 °C. La fluorescence de chaque échantillon extrait a ensuite été mesurée par fluorimétrie (fluorimètre TD 10-AU, Turner designs, USA) (limite de détection : 0,15 µg L⁻¹), avant et après acidification à l'acide chlorhydrique 5 %. Le culot de sédiments extrait a ensuite été mis à évaporer sous hotte pendant 3 jours avant de peser la masse sèche de sédiments de chaque échantillon (balance de précision NewClassic MS, Mettler Toledo, Greifensee, Suisse).

2.3.4 Concentration en carbone et en azote dans la MPS et les macrophytes

En 2020, des échantillons d'algues vertes (*Ulva* spp. et *Enteromorpha* spp.) et de *Spartina alterniflora* ont été prélevés sur chaque transect où elles étaient présentes puis conservées à -80 °C au laboratoire. Ces échantillons ainsi que les filtres utilisés pour la MPS (voir section 2.3.2 ont été lyophilisés (Freezone 12, Labconco, USA.) et réduits en poudre à l'aide d'un mortier et d'un pilon en agate avant d'être encapsulés et analysés au Géotop de L'Université du Québec à Montréal. Seulement 1 mg des filtres a été encapsulé. Une masse de 0,8 et 1 mg d'algues vertes et de spartine ont été pesés (microbalance modèle M2P, Sartorius, Allemagne) puis encapsulés. Les échantillons de spartine n'ayant pas été broyé assez finement, un réplicat technique a été réalisé pour chaque analyse. Pour les analyses du pourcentage d'azote et de carbone, un analyseur élémentaire (CE Instruments NC 2500, Royaume-Uni) (limite analytique : N : ± 0,2 ‰ ; C : ± 0,1 ‰) a été utilisé. La calibration de l'analyseur a été effectuée au début de

l'analyse puis tous les 12 échantillons analysés à l'aide de standards : Low Organic Content Soil Standard, acétanilide et Cyclohexanon-2,4-Dinitrophenylhydrazone (Elemental Microanalysis Limited). Les rapports C/N ont ensuite été calculée mole à mole.

2.4 ANALYSES STATISTIQUES

Pour l'échantillonnage de 2019, les profils de salinité ainsi que les résultats des concentrations de différentes variables (nitrite+nitrate, phosphate, MPS et chlorophylle *a*) ont été graphiquement représentés avec le logiciel Ocean Data View (Schlitzer, R., Ocean Data View, <https://odv.awi.de>, 2019). Pour l'échantillonnage de 2020, des graphiques TS (température/salinité) ont été réalisés avec ce même logiciel.

Les analyses statistiques des échantillonnages de la masse d'eau de surface de la zone côtière de 2019 et 2020 ont été effectuées en prenant comme unité statistique la moyenne des 2 réplicats techniques réalisés pour chaque point d'échantillonnage de chaque variable (nitrite + nitrate, phosphate, MPS, MOP, chlorophylle *a*, phéopigments, rapports C/N et N/P). Les similarités entre les stations à chaque saison en 2019 et 2020 ont été visualisées avec une classification hiérarchique ascendante (HCA), après centrage et réduction de toutes les variables, standardisé avec la fonction « scale ». La matrice de similarité a été calculée avec la distance euclidienne. Ainsi, si les stations sont identiques, elles auront une distance nulle et plus elles seront différentes, plus la distance sera importante. La méthode d'agrégation utilisée est celle de Ward, qui permet de minimiser la perte d'information dans la création des groupements. En plus des HCA, permettant d'identifier des différences visuellement, et afin de savoir s'il y a des différences significatives entre les distances à la côte (4 niveaux), entre les périodes d'échantillonnage (3 niveaux) et entre les transects (6 niveaux) en 2019, des tests paramétriques ANOVA ou non paramétriques de Kruskal-Wallis (en fonction du respect ou non de la normalité et de l'homoscédasticité, testé respectivement par les tests de Shapiro et de Bartlett) ont été effectués, pour chaque variable (nitrite+nitrate, phosphate, MPS et chlorophylle *a*). Les interactions n'ont pas été considérées à cause du faible niveau de réplification. En cas de différence significative, des tests à posteriori de Tukey (après ANOVA) ou de Dunn (après Kruskal Wallis) ont ensuite été réalisés.

Pour les analyses des données issues des échantillonnages de la zone médiolittorale, les moyennes de biomasse et d'abondance des producteurs primaires benthiques (spartine, algues vertes [ulve et entéromorphe], Fucacées et microalgues) ont été calculées par strate ($n =$ entre 5 et 25 quadrats par strate, soit entre 1,25 et 6,25 m² échantillonnés

par strate) puis ont été pondérées par la longueur de la strate (entre 15 et 285 m). Des moyennes relatives en m² par transect ont ainsi été obtenues pour pouvoir comparer les transects entre eux. Ainsi, les valeurs obtenues sont comparables entre elles, mais ne peuvent être considérées comme des valeurs absolues de biomasse ou d'abondance. Les similarités entre les saisons et les transects ont été visualisées avec une HCA, après centrage et réduction, standardisé avec la fonction « scale », des variables biomasse et abondance des spartines, des algues vertes et des Fucacées, pour les échantillonnages de 2019 et 2020. Cette HCA est basée sur une matrice de similarité construite avec la ressemblance de Bray-Curtis et la méthode d'agrégation de Ward. De plus, afin de savoir s'il y a des différences significatives sur la biomasse des producteurs primaires benthiques et sur les pourcentages de carbone et d'azote dans les spartines entre les saisons (7 niveaux), entre les zones sous ou hors d'influences supposées des rivières (2 niveaux), ainsi qu'entre les transects (4 niveaux) des tests paramétriques ANOVA ou non paramétriques de Kruskal-Wallis (normalité et homoscédasticité non respectées, faible nombre de réplicats) ont été effectués. Les interactions n'ont pas été prise en compte à cause du faible niveau de réplication. En cas de différence significative, des tests à posteriori de Tukey (après ANOVA) ou de Dunn (après Kruskal Wallis) ont ensuite été réalisés.

Toutes les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide du logiciel R sous l'interface R studio (R.Core.Team, 2022).

Résultats

3.1 CARACTERISATION SPATIO-TEMPORELLE DES MASSES D'EAU

3.1.1 Campagne d'échantillonnage 2019 : caractérisation de la bande côtière du Kamouraska entre 0,9 et 5,6 km des côtes

Les profils de salinité mesurés durant les 3 échantillonnages de l'année 2019 (Figure 8) montraient qu'aux stations les plus proches de la côte et les moins profondes (0,9 et 1,9 km), il n'y avait pas de stratification, les eaux étaient mélangées quelle que soit la saison. La salinité dans ces eaux peu profondes variait entre 13,59 psu en moyenne à 0,9 km en mai et 18,46 psu en moyenne à 1,9 km en juillet. Aux stations plus profondes (3,7 et 5,6 km), une stratification plus ou moins visible était présente selon la période d'échantillonnage et la distance à la côte. En effet, au mois de mai, l'halocline, dans les stations à 3,7 et 5,6 km, était visible avec une salinité passant de 15 à 28 psu entre 6 et 24 m. Au-delà, dans les stations à plus grande profondeur, la salinité restait constante entre 28 et 30 psu. Au mois de juillet, à 3,7 km des côtes, une stratification était visible avec une halocline allant de 10 à 22 m avec des salinités entre 20 et 28 psu. À 5,6 km, la stratification est peu visible. Au mois d'août, la stratification était clairement présente avec des salinités allant de 15 à 25 psu dans les stations à 3,7 km et allant de 18 à 25 psu dans les stations à 5,6 km entre 5 et 12 m. Au-delà, la salinité augmentait rapidement jusqu'à atteindre 30 psu dans les stations les plus profondes. La salinité de surface (1 m de la colonne d'eau) était peu variable entre toutes les stations, transects et saisons, variant de 12,64 à 14,95 psu en mai, de 20,37 à 24,56 psu en juillet et de 13,89 à 18,31 psu en août.

Les profils de température ne sont pas présentés ici mais une différence de température entre les eaux de surface et les eaux de fond vient renforcer la stratification de la colonne d'eau en particulier en juillet et août dans les stations à 3,7 et 5,6 km. En effet, les profondeurs des thermoclines étaient similaires aux profondeurs des haloclines avec des températures allant de 7 à 4 °C en mai, de 10 à 5 °C en juillet et de

15 à 4 °C en août. Les températures moyennes de surfaces étaient de 7,5 °C en mai, 12 °C en juillet et 14,5 °C en août. De plus, les profils de températures montraient également qu'il n'y a pas de stratification et que les eaux sont mélangées, quelle que soit la saison aux stations proches des côtes (0,9 et 1,9 km).

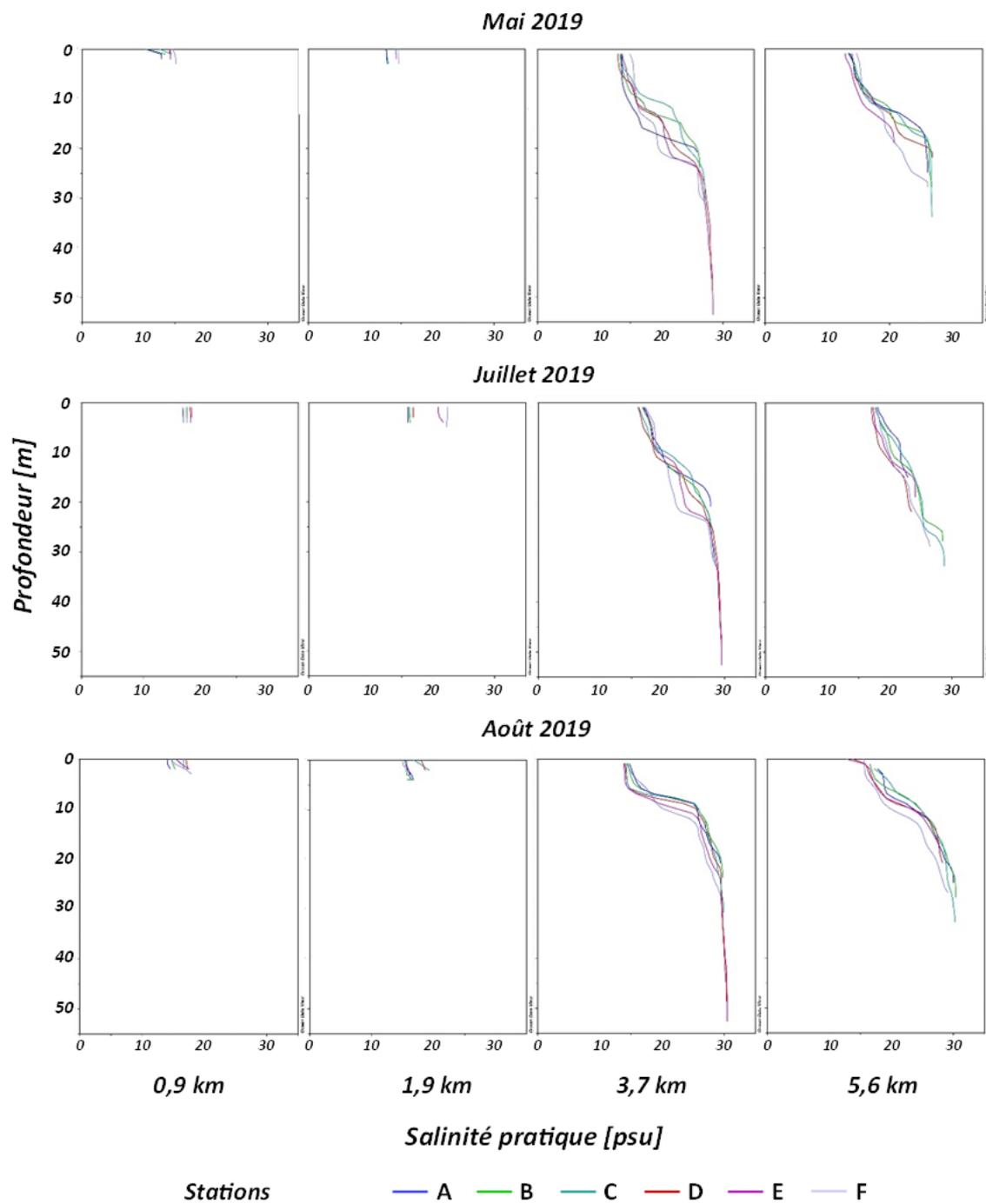


Figure 8 : Profils verticaux de salinité (psu) des masses d'eau pour les saisons d'échantillonnage de mai, juillet et août 2019 pour les stations 0,9, 1,9, 3,7 et 5,6 km de la côte, sur les 6 transects (A, B, C, D, E, F) (voir Figure 6 pour précisions sur l'échantillonnage).

Les concentrations en nitrites et nitrates de surface (Figure 9) ne variaient pas significativement au cours du temps ($p = 0,334$, Tableau 1) bien que les concentrations les plus élevées aient été observées en mai (en moyenne $9,23 \mu\text{mol NO}_x \text{ L}^{-1}$) et en août (en moyenne $8,94 \mu\text{mol NO}_x \text{ L}^{-1}$) alors que les valeurs les plus faibles ont été mesurées en juillet (en moyenne $8,54 \mu\text{mol NO}_x \text{ L}^{-1}$). Des différences spatiales de concentrations sont présentes ($p < 0,001$, Tableau 1) : à 0,9 km de la côte les concentrations en nitrites et nitrates sont plus faibles que dans le reste de la zone d'étude. En revanche, les embouchures de rivières Kamouraska et Challou échantillonnées en parallèle des transects ont montré des concentrations en nutriments jusqu'à 25 fois supérieures aux valeurs échantillonnées dans les transects subtidaux (voir chiffres en blancs sur Figure 9).

Contrairement aux nitrites et nitrates, les concentrations en phosphates (Figure 9) augmentaient significativement au cours de la saison ($p < 0,001$, Tableau 1) avec des concentrations plus faibles au mois de mai (maximum de $0,52 \mu\text{mol PO}_4^{3-} \text{ L}^{-1}$) qu'en juillet et août (maximum de $0,82 \mu\text{mol PO}_4^{3-} \text{ L}^{-1}$ en juillet ; de $0,91 \mu\text{mol PO}_4^{3-} \text{ L}^{-1}$ en août). Des différences significatives existaient également entre les distances ($p < 0,001$, Tableau 1) : tout comme les concentrations en nitrite et nitrate, les concentrations maximales de phosphates sont mesurées à l'embouchure de la rivière Challou ainsi qu'en arrière des îles à 3,7 et 5,6 km de la côte.

Les concentrations en matière particulaire en suspension (MPS) (Figure 9) dans les transects étaient maximales en mai ($59,7 \text{ mg L}^{-1}$), retrouvées en arrière des îles à 3,7 et 5,6 km de la côte. En comparaison, les concentrations maximales atteintes en juillet et août étaient de $8,02 \text{ mg L}^{-1}$ et $16,13 \text{ mg L}^{-1}$, respectivement. Des différences significatives sont présentes entre toutes les périodes d'échantillonnages ($p < 0,001$, Tableau 1). À l'embouchure de la rivière Challou, au mois d'août, une très forte concentration était retrouvée ($115,3 \text{ mg L}^{-1}$). Les concentrations en matière organique en suspension (données non présentées) avaient la même dynamique saisonnière et représentaient environ 30 % des MPS en moyenne en mai, 32 % en juillet et 20 % en août.

Les concentrations en chlorophylle *a* (Figure 9) suivaient une dynamique saisonnière avec des concentrations faibles et homogènes sur tout le site d'échantillonnage en mai (maximum de 0,88 mg m⁻³), plus élevées en juillet (maximum de 3,03 mg m⁻³). Les concentrations maximales en chlorophylle *a* ont été observées en juillet à l'embouchure de la rivière Kamouraska (5,9 mg m⁻³). Ainsi, des différences significatives sont présentes entre toutes les périodes d'échantillonnage ($p < 0,001$, Tableau 1).

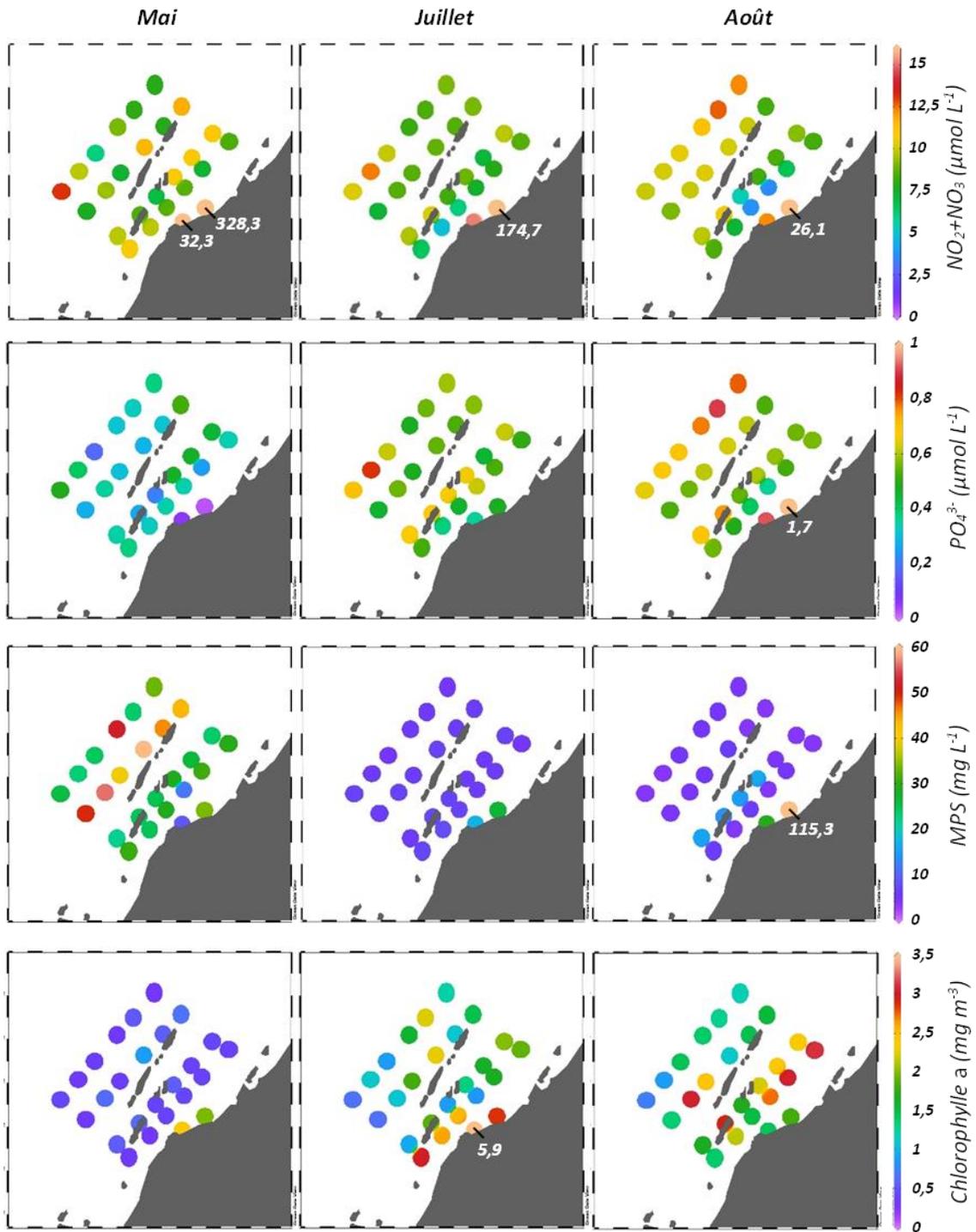


Figure 9 : Concentrations en nitrites + nitrates ($\text{NO}_2 + \text{NO}_3$ en $\mu\text{mol L}^{-1}$), phosphates (PO_4^{3-} en $\mu\text{mol L}^{-1}$), matière particulaire en suspension (MPS en mg L^{-1}) et chlorophylle a (en mg m^{-3}) à 1 mètre de profondeur pour les échantillonnages de mai, juillet et août 2019, échantillonnés à 0,9 ; 1,9 ; 3,7 et 5,6 km de la côte sur 6 transects

Les valeurs écrites en blanc sont les valeurs les plus extrêmes enregistrées dans les embouchures des rivières.

La classification hiérarchique (HCA) (Figure 10) des masses d'eau de surface de l'échantillonnage de 2019 montre qu'il y a 3 regroupements de stations distincts. D'une part, les stations en amont de la rivière (non présentés précédemment) appartiennent à un même groupe que les stations à l'embouchure de la rivière, quelle que soit la période d'échantillonnage. Ainsi ces stations, regroupées ensemble, montrent qu'il y a une dissimilarité importante entre les points mesurés dans les rivières et les stations échantillonnées dans la zone côtière du Saint-Laurent. Les transects côtiers sont regroupés par période d'échantillonnage, avec une grande variabilité entre le mois de mai et les mois de juillet et d'août qui sont similaires. De plus, la HCA ne montre pas de regroupement spécifique des distances à la côte : ainsi, il n'y a pas de gradient côte-centre l'estuaire du Saint-Laurent marqué.

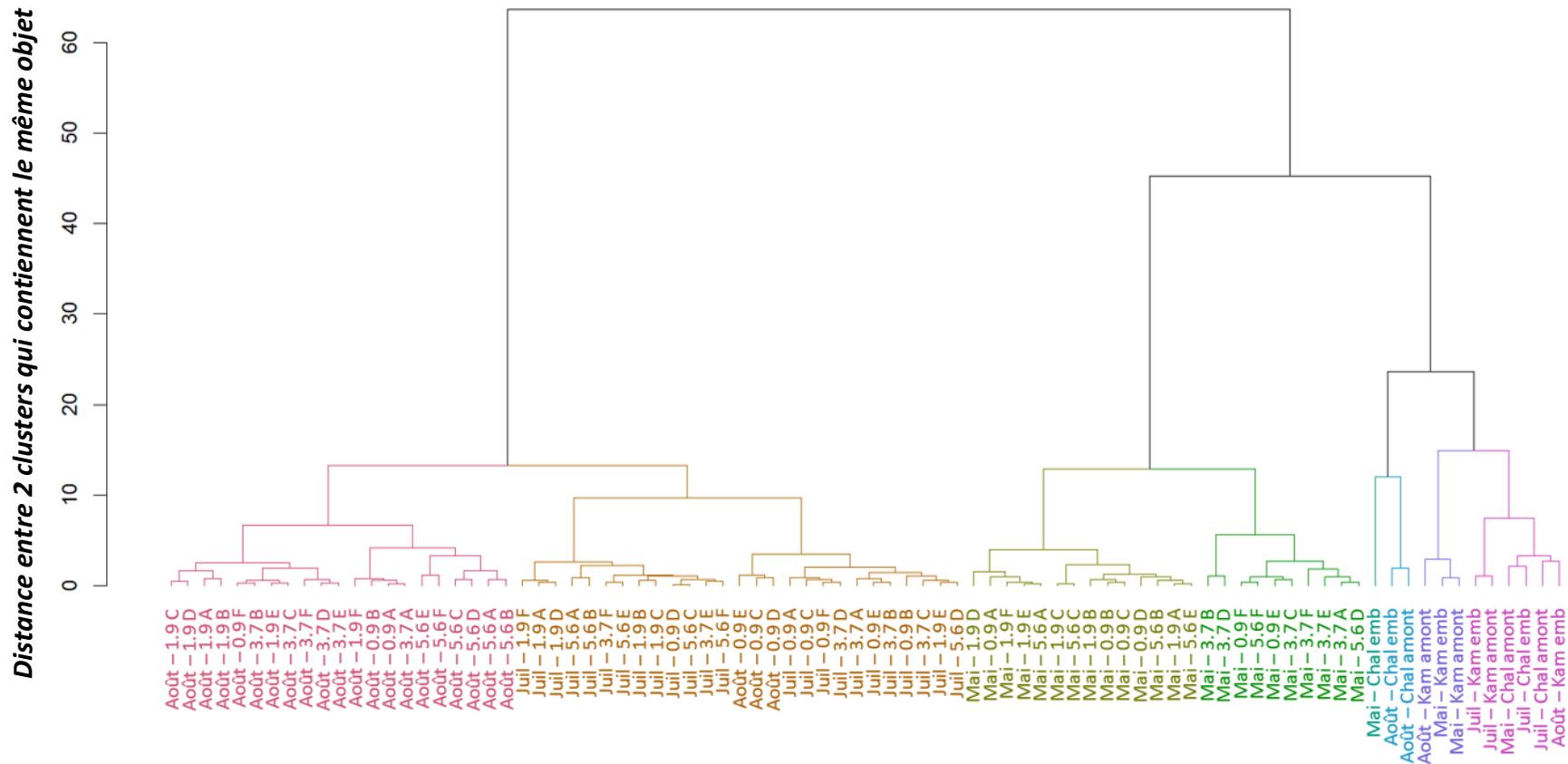


Figure 10 : Classification hiérarchique ascendante des stations de rivière (échantillonnées en amont et à l'embouchure des rivières) et côtières (distances à la côte 0,9; 1,9; 3,7 et 5,6 km) des 6 transects (A, B, C, D, E et F) de 2019. Analyse réalisée avec les variables : Salinité, nitrite + nitrate, phosphate, N/P, matière particulaire et organique en suspension, chlorophylle a, phéopigments et C/N, échantillonnées à 1m sous la surface. Chal = rivière Challou ; Kam = rivière Kamouraska ; Emb = embouchure

Tableau 1 : ANOVA, test de Kruskal-Wallis et test à posteriori des nitrate et nitrite, phosphate, MPS et chlorophylle a en fonction de l'influence des transects (A, B, C, D, E, F), des distances à la côte (0,9 ; 1,9 ; 3,7 et 5,6 km) et des saisons (les 6 dates d'échantillonnage). Les stations à l'embouchure et en amont des rivières ne sont pas prises en compte dans les analyses. Aucune interaction n'est considérée à cause du faible nombre de réplicats. Les chiffres en gras sont les résultats significativement différents (p -value < 0,05).

		Nitrite+nitrate			Phosphate			MPS			Chlorophylle a		
		df	F value	P value	df	F value	P value	df	chi-squared	P value	df	chi-squared	P value
ANOVA ou Kruskal Wallis	Facteur : Transect	5	2,189	0,067	5	1,016	0,416	5	1,585	0,903	5	2,032	0,845
	Facteur : Distance	3	8,366	< 0,001	3	7,962	< 0,001	3	2,133	0,545	3	4,344	0,227
	Facteur : Saison	2	1,118	0,334	2	56,202	< 0,001	2	50,799	< 0,001	2	46,988	< 0,001
Tests à postérieurs	Facteur : Distance	1,9	0,9	0,009		0,009							
		3,7	0,9	0,009		0,485							
		5,6	0,9	< 0,001		< 0,001							
		3,7	1,9	0,999		0,255							
		5,6	1,9	0,383		0,615							
		5,6	3,7	0,404		0,016							
	Facteur : Saison	Juillet	Août			0,279		< 0,001		< 0,001			< 0,001
		Mai	Août			0		< 0,001		< 0,001			< 0,001
		Mai	Juillet			0		< 0,001		< 0,001			< 0,001

3.1.2 Campagne d'échantillonnage 2020 : transect dans la plume de la Kamouraska

Comme en 2019, les stations peu profondes proches de la côte (0 à 1,5 km) du mois de juillet et août avaient des masses d'eau plutôt homogènes et mélangées alors qu'entre 1,9 et 5,6 km, une stratification des masses d'eau était visible avec des densités variant de 17,5 à presque 25 (Figure 11). Au mois de mai cependant, les eaux proches de la côte décrivaient un patron particulier avec de faibles densités allant de 7,5 à 12,5 montrant une influence de l'eau douce arrivant de la rivière. En effet, à l'embouchure, les eaux de surface étaient particulièrement peu salées avec une densité de 1 tandis que les eaux plus profondes étaient plus salées avec une densité de 10. Dans les autres stations, entre 3,7 et 5,6 km, une stratification des masses d'eau était visible avec des densités variant de 11 à presque 25 avec la profondeur.

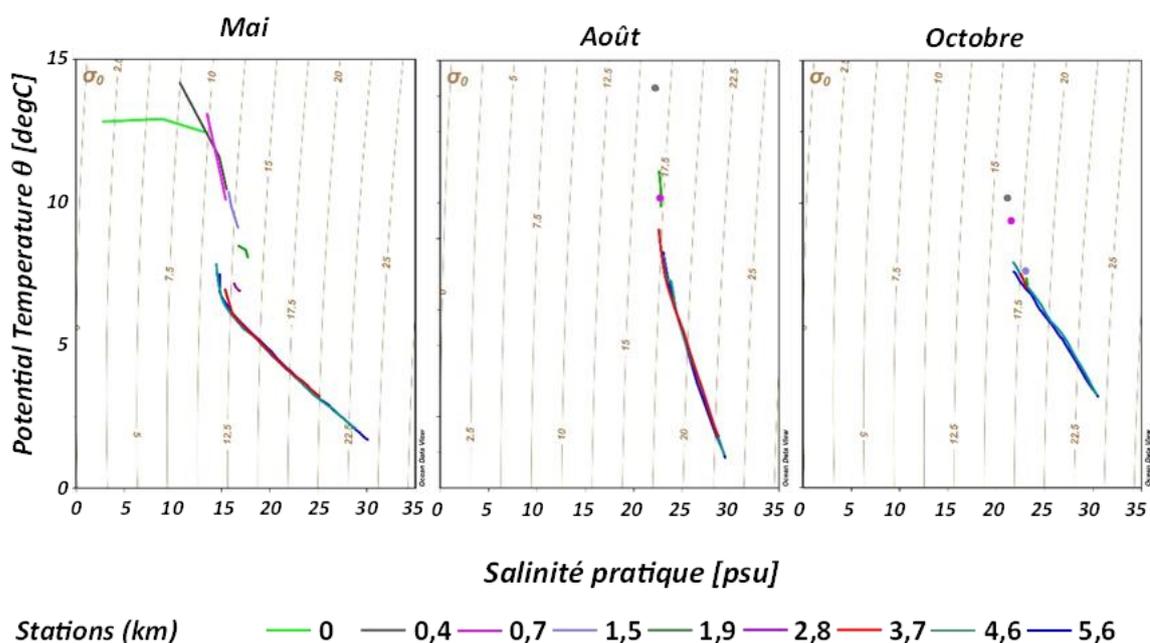


Figure 11 : Diagramme TS (température en °C — salinité en psu) de l'échantillonnage de la plume de dilution de la rivière Kamouraska de mai, août et octobre 2020. Les lignes représentent les lignes de densité, les points en août et octobre représentent des masses d'eau homogène sur toute la profondeur de la colonne d'eau.

Comme le montrent les lignes de tendances des concentrations en nutriments en fonction de la salinité, les concentrations en nitrites et nitrates (Figure 12A) le long du panache de la rivière Kamouraska étaient plus élevées dans la rivière que dans les stations avec des salinités plus élevées qui étaient très similaires entre elles. Aucune tendance de dilution n'est visible. En mai, les concentrations allaient de 16,39 $\mu\text{mol L}^{-1}$ dans la station localisée en amont de la rivière à 18,38 $\mu\text{mol L}^{-1}$ dans l'embouchure à 14,49 $\mu\text{mol L}^{-1}$ en moyenne dans les stations les plus salées, le long du gradient. En octobre, elles allaient de 17,11 $\mu\text{mol L}^{-1}$ à l'embouchure à 13,98 $\mu\text{mol L}^{-1}$ en moyenne dans les stations les plus salées. En août, les concentrations avaient un patron différent des mois de mai et octobre : la diminution de concentration était plus marquée entre la rivière (31,75 $\mu\text{mol L}^{-1}$ en amont) et les stations avec une salinité élevée (10,63 $\mu\text{mol L}^{-1}$ en moyenne) avec un minimum de 1,15 $\mu\text{mol L}^{-1}$ a été mesurée à 0,4 km de la côte.

Comme en 2019, les concentrations en phosphate (Figure 12B) augmentaient au cours de la saison avec des minimums en mai et des maximums en octobre, mais sans qu'aucun patron de dilution ne soit clairement visible. De plus, comme le montrent les courbes de tendance, les concentrations étaient à leur minimum dans la rivière (0,27 $\mu\text{mol L}^{-1}$ en mai, 0,55 $\mu\text{mol L}^{-1}$ en août et 0,42 $\mu\text{mol L}^{-1}$ en octobre) et à leurs maximums dans les stations avec des salinités plus élevées qui étaient similaires entre elles (0,69 $\mu\text{mol L}^{-1}$ en mai, 0,96 $\mu\text{mol L}^{-1}$ en août et 1,14 $\mu\text{mol L}^{-1}$ en octobre), montrant ainsi un gain de phosphate dans l'estuaire du Saint-Laurent.

Les concentrations en MPS (Figure 12C) présentaient un patron assez similaire entre les saisons. En effet, les concentrations étaient assez faibles en amont de la rivière (3,68 mg L^{-1} en mai, 8,79 mg L^{-1} en août et 7,56 mg L^{-1} en octobre) et dans les stations avec les salinités les plus élevées, les concentrations étaient assez variables avec de fortes fluctuations, allant de 6,27 mg L^{-1} à 0,7 km à 31,28 mg L^{-1} à 5,6 km en mai, de 5,34 mg L^{-1} à 2,8 km à 14,69 mg L^{-1} à 4,6 km en août et de 6,09 mg L^{-1} à 3,7 à 15,70 mg L^{-1} à 0,4 km. Aux embouchures, les concentrations étaient faibles en mai (5,21 mg L^{-1}) tandis qu'aux mois d'août (donnée non présentée dans le graphique) et d'octobre, les concentrations atteignaient 46,63 mg L^{-1} et 41,73 mg L^{-1} , respectivement.

Le long du panache de la rivière Kamouraska, les concentrations en chlorophylle *a* (Figure 12D) étaient similaires tout au long de la saison d'échantillonnage et très faibles, allant de 0,01 mg m⁻³ en mai à 1,20 mg m⁻³ en octobre de 0,4 à 5,6 km de la côte. Au niveau de l'embouchure, un pic de 36,9 mg m⁻³ a été mesuré en août (donnée non présentée dans le graphique), 14 fois supérieur aux valeurs d'octobre (2,52 mg m⁻³). Dans la rivière, à 3,3 km en amont de l'embouchure, les concentrations étaient également les plus élevées en août (7,57 mg m⁻³) et très faibles en mai et octobre.

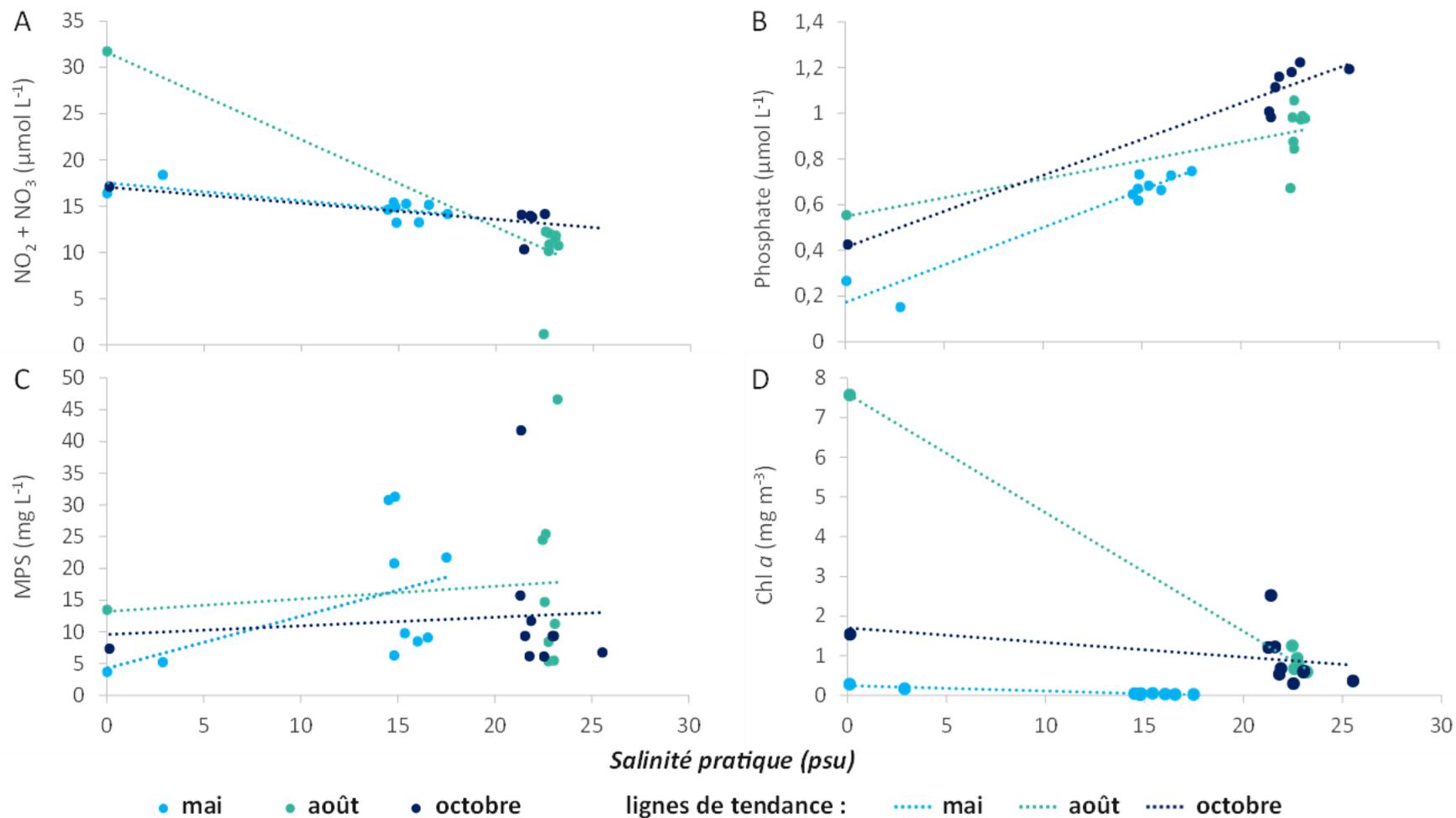


Figure 12 : Concentrations en nitrite+nitrate (A), phosphate (B) (en $\mu\text{mol L}^{-1}$), MPS (C) (mg L^{-1}) et chlorophylle a (D) (mg m^{-3}), pour les saisons d'échantillonnage mai (bleu clair), août (vert) et octobre (bleu foncé) 2020 du transect de la rivière Kamouraska en fonction de la salinité (psu). Les flèches représentent les stations à l'embouchure. Les stations au minimum de salinité (0) sont à 3,3 km en amont de l'embouchure. Le point de l'embouchure du mois d'août n'est pas représenté car la salinité n'a pas été mesurée suite à un problème technique. Réalisé avec les moyennes des deux répliquats techniques échantillonnés à 1 mètre de profondeur

La classification hiérarchique (HCA) (Figure 13) des masses d'eau de surface du transect de la Kamouraska en 2020, tout comme la HCA de 2019, montre une grande dissimilarité entre les stations échantillonnées dans la rivière (amont et à l'embouchure), et les autres stations échantillonnées dans la zone côtière, bien que la station de l'embouchure en octobre ne se regroupe pas avec les autres stations de la rivière. Les stations dans la zone côtière sont elles, regroupées par période d'échantillonnage. En effet, les stations échantillonnées en octobre et les stations les plus au large échantillonnées en août sont regroupées ensemble, et présentent une dissimilarité avec les stations échantillonnées en mai qui sont regroupées ensemble. Aucun gradient côte large n'est visible dans les regroupements mis en évidence par la HCA.

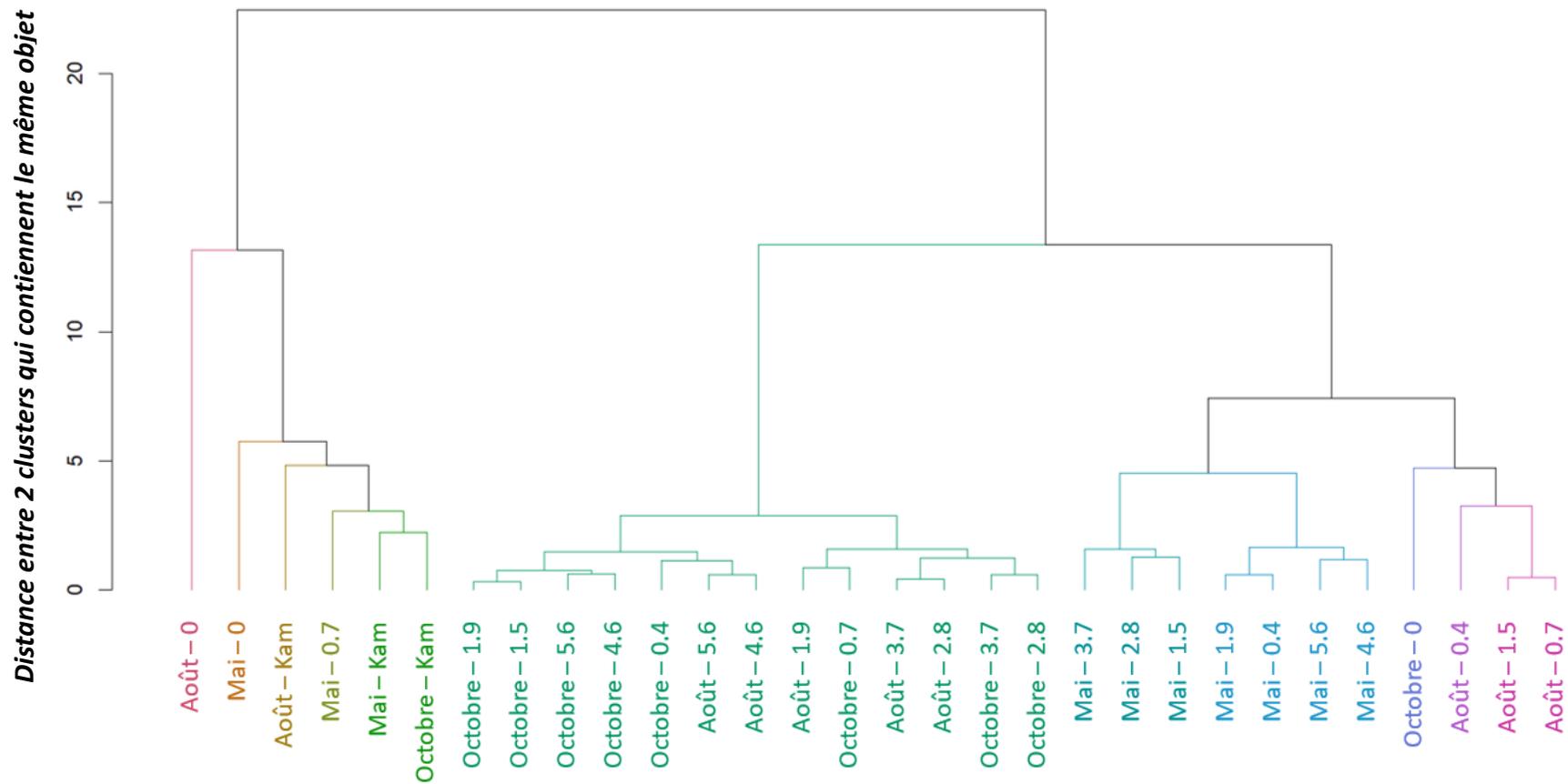


Figure 13 : Classification hiérarchique ascendante des stations de rivière (échantillonnées en amont [Kam] et à l'embouchure) et du transect du panache de la rivière Kamouraska (distances à la côte 0,4; 0,7; 1,5; 1,9; 2,8; 3,7; 4,6 et 5,6 km). Analyse réalisée avec les variables : salinité, nitrite+nitrate, phosphate, N/P, matières particulaires et organiques en suspension, chlorophylle a, phéopigments et C/N, échantillonnées à 1 m sous la surface.

3.2 CARACTERISATION DE LA ZONE MEDIOLITTORALE

3.2.1 Description des étages de l'estran

Les macroalgues et les plantes à fleurs principales observées durant les échantillonnages de 2019 et 2020 sur les 4 transects déployés sur l'estran appartenaient aux 3 familles : Fucaceae, Ulvaceae et Poaceae. En haut de plage, la graminée *Spartina alterniflora* (Loisel, 1807) (spartine) colonisait le substrat vaseux sur une distance variant de 0 à 150 mètres suivant les transects, sur un étage défini comme la strate à spartine. En haut de plage rocheuse et sur les blocs, les algues brunes Fucaceae (Fucacées) étaient majoritaires, avec 3 espèces dominants, *Fucus vesiculosus* (Linnaeus, 1753), *Fucus distichus* (Linnaeus, 1767), et *Ascophyllum nodosum* (Le Jolis, 1863), sur un étage défini comme la strate du haut de plage. Des algues vertes de genre *Enteromorpha* (Link, 1820) y étaient également retrouvées. La majeure partie de la batture échantillonnée était composée de substrat vaseux, variant de 30 à 300 mètres selon les transects, sans aucune macrophyte présente, mais propice au développement du microphytobenthos : cet étage est défini comme la strate de vase. Beaucoup de dépôts de macroalgues étaient observés sur ces zones vaseuses. Sur les derniers mètres, de 180 à 300 mètres et pour certains transects, étaient observées des algues vertes de genre *Ulva* (Linnaeus, 1753) et *Enteromorpha* avec de faibles biomasses et abondances, fixée sur des cailloux, dans la zone définie comme la strate à macroalgue.

3.2.2 Variations de biomasse et abondance des producteurs primaires benthiques

Les spartines étaient retrouvées presque uniquement sur la strate à spartine avec des biomasses aériennes moyennes absolues de 335 g m^{-2} ($\pm 343 \text{ g m}^{-2}$ [\pm écart-type]) en 2019 et de 605 g m^{-2} ($\pm 633 \text{ g m}^{-2}$) en 2020 et de densité moyenne absolue de 625 pieds m^{-2} ($\pm 564 \text{ pieds m}^{-2}$) en 2019 et 697 pieds m^{-2} ($\pm 526 \text{ pieds m}^{-2}$) en 2020, tous transects confondus. Les densités moyennes de spartine mesurées étaient donc similaires entre les saisons même si le nombre de pieds plus élevé sur les transects 2 et 4 que sur les transects 1 et 3 (données non montrées). En revanche, les biomasses moyennes absolues de spartine augmentaient progressivement entre juin et août où des pics allant jusqu'à 1416 g m^{-2} ($\pm 1360 \text{ g m}^{-2}$) sur la strate à spartine ont pu être observés en août 2020 sur le transect 2 avant que la biomasse décroisse en septembre. En juin, elles étaient également deux fois moins élevées que le reste de la saison estivale. Cela montrait alors une saisonnalité très marquée avec un début de croissance en juin et une perte de biomasse en septembre. En mai 2019, les plants qui étaient à l'état de pousse n'ont pas pu être récoltés pour quantifier la biomasse. Les données de biomasse pondérées (Figure 14) utilisées pour comparer les biomasses totales entre transects tout en prenant en compte les différences de strates montrent une différence significative entre le transect 1 et les transects 2 et 4 ($p = 0,003$, Tableau 2).

Les algues vertes *Ulva* spp. et *Enteromorpha* spp. fixées sont retrouvées majoritairement sur la strate à macroalgue dans laquelle elles représentaient une biomasse humide moyenne absolue de $20,9 \text{ g m}^{-2}$ ($\pm 9,4 \text{ g m}^{-2}$) en 2019 et de $18,5 \text{ g m}^{-2}$ ($\pm 8,5 \text{ g m}^{-2}$) en 2020, ainsi que sur la strate du haut de plage dans laquelle elles représentaient une biomasse humide moyenne absolue de $69,2 \text{ g m}^{-2}$ ($\pm 105,8 \text{ g m}^{-2}$) en 2019 et de $46,1 \text{ g m}^{-2}$ ($\pm 85,1 \text{ g m}^{-2}$) en 2020 tous transects confondus. Les maximums de biomasses absolues sont retrouvés sur le transect 1 en 2019 comme en 2020. Les biomasses absolues d'ulves fixées variaient entre $0,8$ et $4,5 \text{ g m}^{-2}$ sur ce même transect sur la strate à macroalgue, biomasses 4 à 8 fois supérieures à celles mesurées sur les autres transects dans la même strate. Les biomasses absolues d'entéromorphes variaient entre 0 et 249 g m^{-2} , valeur maximale retrouvée en juillet 2020 sur le transect 1 dans la strate du haut de plage. Sur le transect 2, les entéromorphes n'étaient présentes qu'au mois de juin

2020 avec une biomasse moyenne absolue à $45,6 \text{ g m}^{-2}$ ($\pm 63,2 \text{ g m}^{-2}$) sur la strate à spartine. Sur le transect 3 en juillet 2020, des biomasses absolues 4 fois supérieures à celle de juillet 2019 ont été mesurées. En août et septembre 2020, elles sont presque nulles sur la totalité de la zone d'étude. Les biomasses pondérées (Figure 14) montrent que les algues vertes sont présentes tout au long de la saison sans qu'aucune tendance saisonnière puisse être mise en évidence ($p = 0,566$, Tableau 2). De plus, il n'existe pas de différences significatives entre transects ($p = 0,112$, Tableau 2).

Les algues brunes de la famille des Fucacées comprenant les 3 espèces dominantes, *Fucus vesiculosus*, *Fucus distichus*, et *Ascophyllum nodosum*, étaient présentes pendant toutes les périodes d'échantillonnages et uniquement sur les substrats rocheux. C'est lorsque le substrat rocheux est plus uniforme, comme en haut de plage du transect 1 où il y a présence d'une barre rocheuse que les valeurs d'abondances et de biomasses moyennes maximales ont été observées (biomasse absolue maximale de $2853,2 \text{ g m}^{-2}$ [$\pm 3803,8 \text{ g m}^{-2}$] en septembre 2020). Sur les autres transects, de faibles abondances et biomasses ont été observées, ces algues étant présentes uniquement fixées sur des blocs épars ou des cailloutis (biomasse absolue maximale de $923,6 \text{ g m}^{-2}$ [$\pm 1563,9 \text{ g m}^{-2}$] en août 2019 sur le transect 4 sur la strate de vase). De plus, les tests de Kruskal-Wallis (Tableau 2) des biomasses pondérées (Figure 14) nous indiquent qu'il n'y a pas de différences significatives entre les saisons ($p = 0,956$), mais qu'il y a des différences entre le transect 1 et les autres transects (maximums de 842 g m^{-2} sur le transect 1 de biomasse pondérée contre 140 g m^{-2} sur le transect 2, 14 g m^{-2} sur le transect 3 et 327 g m^{-2} sur le transect 4) ($p = 0,002$).

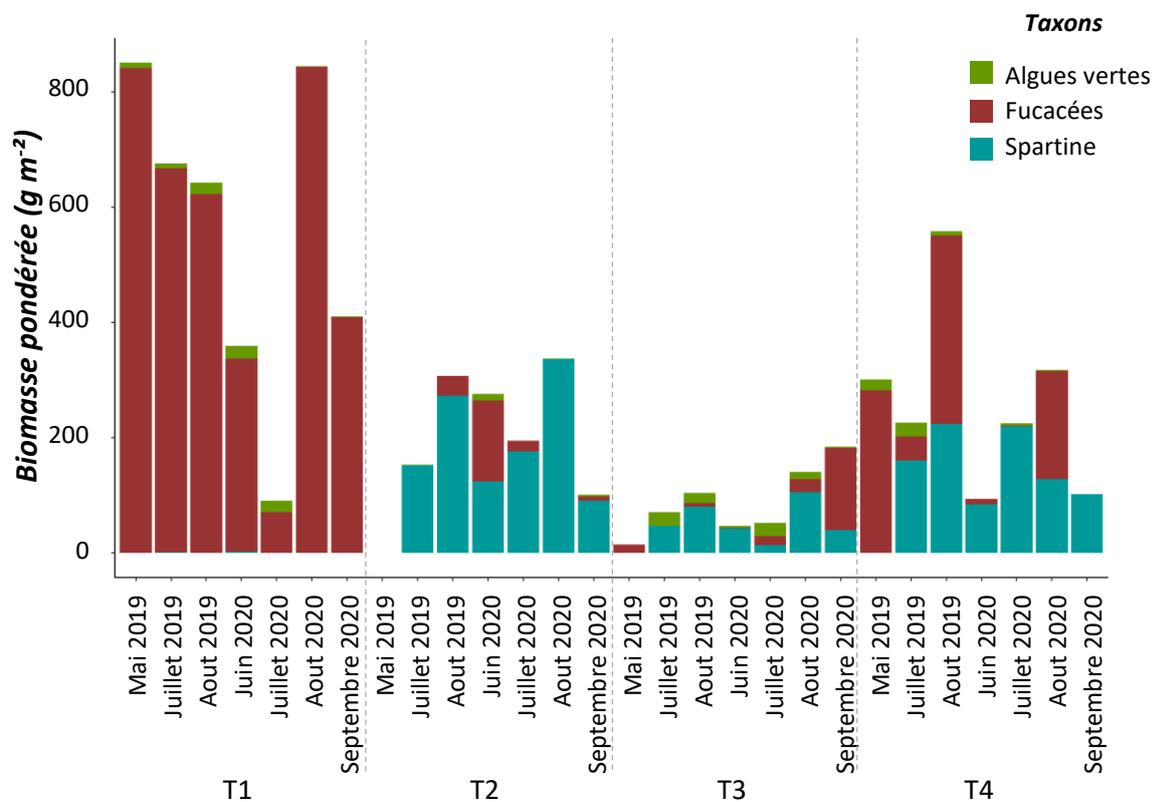


Figure 14 : Biomasse des algues vertes, des Fucacées et des spartines (g m^{-2}) pondérées par la longueur des strates sur les transects 1, 2, 3 et 4 des échantillonnages de la zone médiolittorale de 2019 et 2020. Les biomasses de spartine sont les biomasses aériennes. Au mois de mai 2019, les spartines sont trop petites pour être pesées.

La biomasse microphytobenthique (Figure 15) restait stable au cours du temps avec des valeurs minimales de $4,89 \mu\text{g chl } a \text{ g}^{-1}$ de sédiment sec en septembre sur la strate du haut de plage du transect 3 et des valeurs maximales de $25,96 \mu\text{g chl } a \text{ g}^{-1}$ de sédiment sec en septembre sur la strate du haut de plage du transect 4. Cependant, les moyennes de chl *a* pondérés par la distance des strates avaient tendance à augmenter au cours de la saison avec des valeurs minimales de $7,16 \mu\text{g chl } a \text{ g}^{-1}$ de sédiment sec en juillet sur le transect 3 et des valeurs maximales de $14,38 \mu\text{g chl } a \text{ g}^{-1}$ de sédiment sec en septembre sur le transect 2 sans qu'une différence significative entre les saisons ne soit mise en évidence (ANOVA : $p = 0,149$). Pour les phéopigments, il y a une différence significative entre les transects (ANOVA : $p = 0,04$).

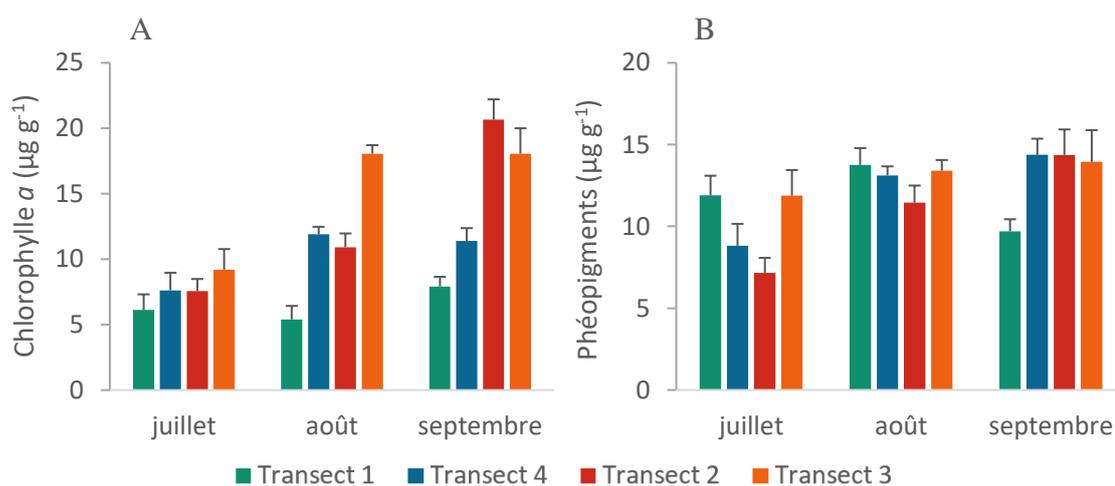


Figure 15 : Concentration en chlorophylle *a* (A) et en phéopigment (B) du microphytobenthos pondéré par la distance des strates échantillonnées en 2020 sur les transects sous influences de la rivière, 2 et 3 (rouge et orange) et en dehors des rivières, 1 et 4 (vert et bleu). \pm erreur type

La classification hiérarchique (HCA) (Figure 16) des biomasses et des abondances des producteurs primaires benthiques (excepté le microphytobenthos) montre une grande dissimilarité entre le transect 1 et les autres transects. En effet, les transects 2, 3 et 4 sont plus similaires entre eux, se regroupant au sein d'une grande classe. Le transect 1 présente des caractéristiques spécifiques uniques qui le différencie des autres transects. De plus, aucun regroupement clair par saison d'échantillonnage n'est identifiable, ce qui met en exergue une absence de saisonnalité marquée quand tous les producteurs primaires sont considérés. L'absence de regroupement par influence de rivière (transects 2,3 vs transects 1,4) ainsi que les résultats non significatifs des tests de Kruskal-Wallis démontrent une absence d'effet de la proximité des rivières sur les assemblages des producteurs primaires de la zone médiolittorale.

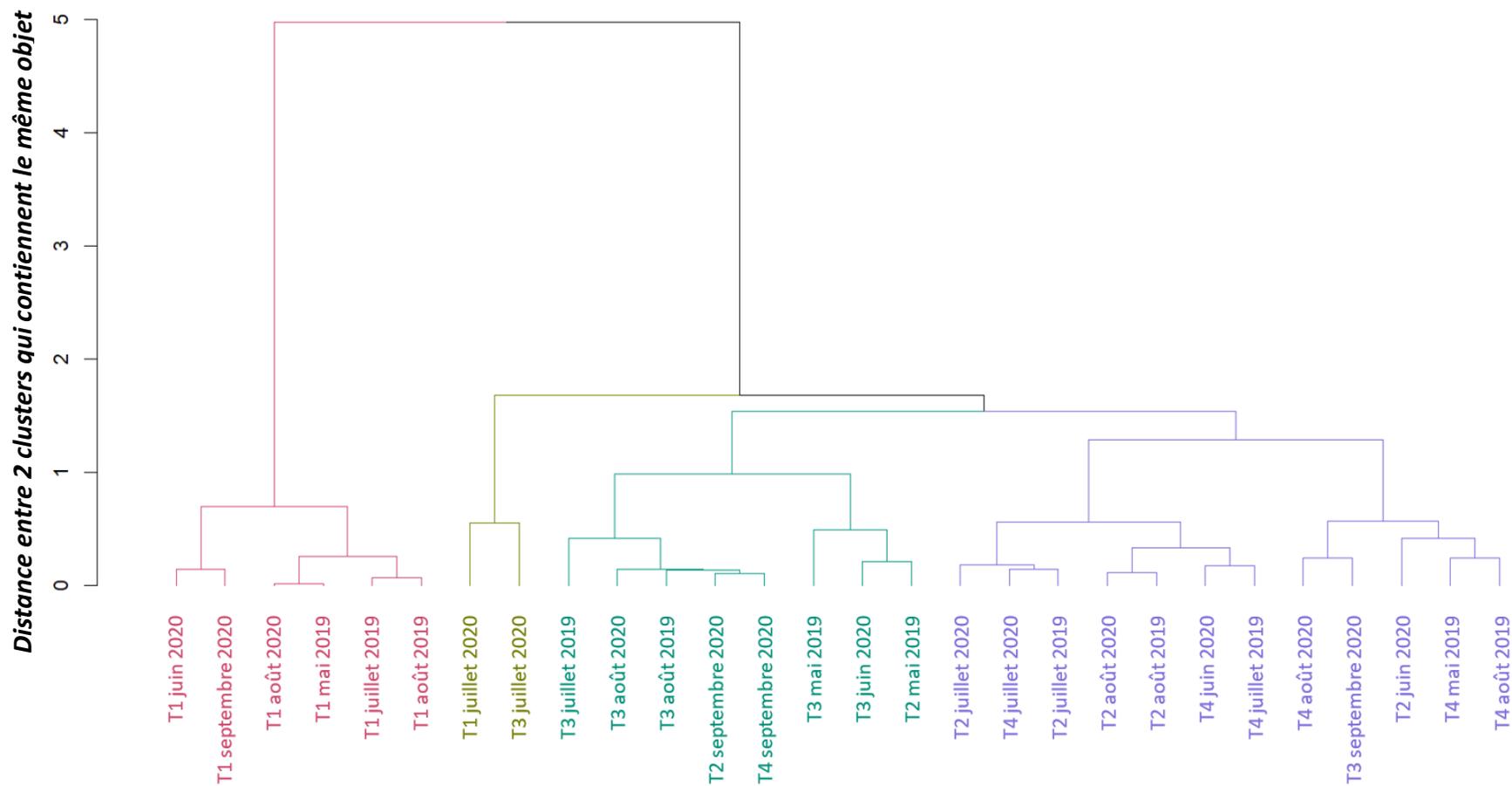


Figure 16 : Classification hiérarchique ascendante des 4 transects échantillonnés sur la zone médiolittorale en 2019 et 2020. Analyse réalisée avec les variables : biomasses (g m^{-2} linéaire de strate) et abondances (nombre de pieds m^{-2} linéaire de strate) pondérés par la longueur des strates des algues vertes, spartines et Fucacées

Tableau 2 : Test de Kruskal-Wallis et test à posteriori des biomasses pondérées des producteurs primaires benthiques de la batture en fonction des transects (1, 2, 3 et 3), de l'influence des rivière (oui / non) et des saisons (les 7 dates d'échantillonnage), sans interactions. Les chiffres en gras sont les résultats significativement différents (p -value < 0,05).

			Algues vertes			Spartine			Fucace		
			df	Chi-squared	p-value	df	Chi-squared	p-value	df	Chi-squared	p-value
Kruskal-Wallis											
	Facteur :	Transect	3	5.809	0.112	3	13.989	0.003	3	14.818	0.002
	Facteur :	Rivière	1	1.217	0.270	1	1.694	0.193	1	9.503	0.002
	Facteur :	Saison	6	4.830	0.566	6	4.830	0.566	6	1.558	0.956
Test à posteriori :	1	2					0.005			0.003	
Facteur :	1	3					0.734			0.010	
Transects	2	3					0.455			1	
	1	4					0.015			0.137	
	2	4					1			1	
	3	4					0.835			1	

3.3 CONCENTRATIONS EN AZOTE ET EN CARBONE DANS LES SPARTINES

Les pourcentages d'azote (Figure 17A) dans les spartines diminuaient significativement au cours de la saison (ANOVA [1 facteur] : $p = 0,006$) avec des valeurs plus importantes en juin pour tous les transects, de 2,88 % sur le transect 2 à un maximum de 4,53 % sur le transect 3. Les pourcentages d'azote diminuaient à partir du mois de juillet et restaient stables pendant le reste de la saison avec un maximum à 2,18 % sur le transect 1 en juillet et un minimum à 1 % sur le transect 2, également en juillet. Le pourcentage de carbone (Figure 17B) dans les spartines changeaient très peu entre les saisons et les transects entre 36,75 % en juillet sur le transect 4 et 45,4 % en juin sur le transect 4 également. Pour les pourcentages de carbone, aucune différence significative n'a été mise en évidence. Le rapport C/N (Figure 17C) variait significativement entre les saisons (ANOVA : $p = 0,013$) avec des minimums en juin (11,86 sur le transect 3), à l'inverse des concentrations en azote, et avec un maximum de 45,3 en juillet sur le transect 2.

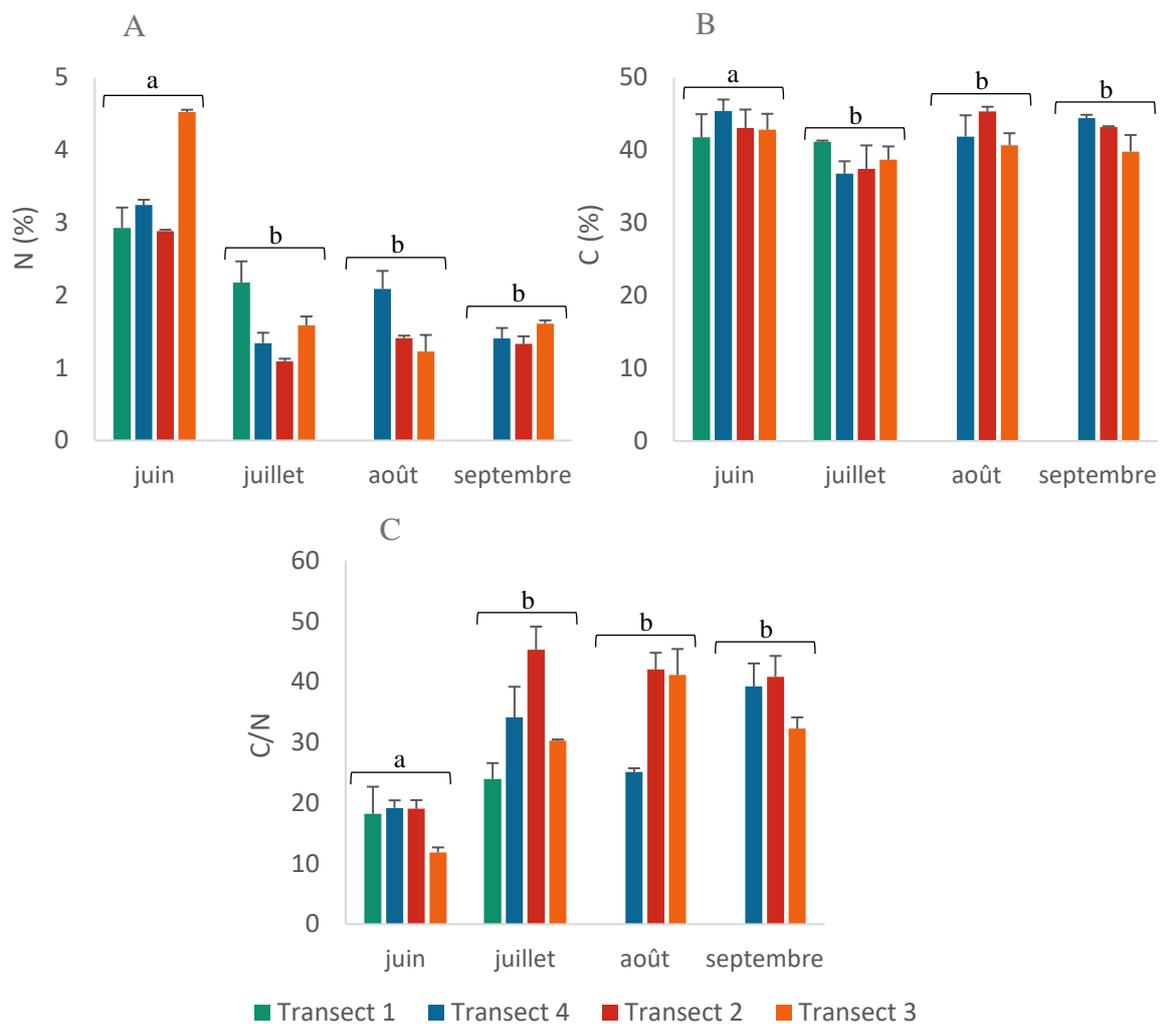


Figure 17 : Pourcentage d'azote (A), de carbone (B) et rapport C/N (C) de spartine pour les 4 mois échantillonnés, juin, juillet, août et septembre sur les transects sous l'influence supposé des rivières, 2 et 3 (rouge et orange) et en dehors des rivières, 1 et 4 (vert et bleu). Les lettres montrent les différences significatives entre les saisons (tests a posteriori de Tuckey)

Moyennes par transect \pm erreur type

Discussion

Cette étude avait pour objectif général de définir la trajectoire d'eutrophisation de la bande côtière du Kamouraska qui est influencée par de petits affluents de l'estuaire du Saint-Laurent. Pour répondre à cet objectif, des échantillonnages de l'eau de surface de la zone côtière et de producteurs primaires de la zone médiolittorale ont été réalisés en 2019 et 2020, dans la zone côtière du Kamouraska. Étudier les variations spatio-temporelles de différents indicateurs d'état, comme les concentrations en nutriments, et comprendre comment les indicateurs biologiques d'impact de l'eutrophisation évoluent au cours de la saison libre de glace devrait permettre de définir la trajectoire d'eutrophisation de cette bande côtière.

Les indicateurs d'états sont-ils caractéristiques de phénomènes d'eutrophisation côtière ? Point sur les concentrations en nutriments

Les concentrations en nutriments (nitrite + nitrate et phosphate) mesurées dans les eaux de surface de la zone côtière du Kamouraska ne suivent pas une tendance saisonnière marquée au cours des années 2019 et 2020. En effet, contrairement à l'hypothèse émise suivant laquelle nous nous attendions à avoir des concentrations très élevées en période de dégel et très différentes du reste de l'année, les concentrations en nitrites et nitrates des stations dans l'estuaire du Saint-Laurent étaient à peine plus élevées au début du printemps ($9,20 \mu\text{mol L}^{-1}$ en 2019 et $14,27 \mu\text{mol L}^{-1}$ en 2020) que le reste de la saison libre de glaces ($8,94 \mu\text{mol L}^{-1}$ en 2019 et $10,28 \mu\text{mol L}^{-1}$ en 2020). Au contraire, les concentrations maximales en phosphate de $0,90$ et $1,21 \mu\text{mol L}^{-1}$ ont été atteintes en août 2019 et octobre 2020 respectivement, et sont 5 et 8 fois plus élevées que les valeurs minimales de mai 2019 et mai 2020, respectivement. Cette saisonnalité peu marquée peut être expliquée par un échantillonnage effectué tardivement au printemps, après la débâcle de la glace en 2019 et 2020, qui n'a pas permis de capturer l'augmentation des nutriments normalement liée à l'apport des affluents durant la fonte printanière (Le Fouest et al., 2005; Poulin et al., 2009). De plus, les eaux de surface de l'estuaire du Saint-Laurent sont

enrichies en nitrates par les courants de marée et l'apport des flux verticaux provenant des eaux de fond (Bluteau et al., 2021). En été, ces phénomènes apportent autant de nitrates dans les eaux de surface que les apports fluviaux provenant du Saint-Laurent (qui sont à ce moment-là au plus bas), ce qui pourrait expliquer l'absence de différence marquée entre les saisons. Les concentrations plus faibles en été peuvent également s'expliquer par une utilisation des nutriments par le phytoplancton puisque c'est également en été que les concentrations en chlorophylle *a* les plus élevées ont été mesurées.

Dans le panache de la rivière, ainsi que sur toute la zone d'étude, les concentrations en nitrates et nitrites les plus élevées étaient retrouvés au printemps, à l'embouchure des rivières (18,38 $\mu\text{mol L}^{-1}$ en 2020, 32,34 $\mu\text{mol L}^{-1}$ en 2019 à l'embouchure de la Kamouraska et 328,31 $\mu\text{mol L}^{-1}$ à l'embouchure de la Challou). Le déversement des eaux de fonte, provenant des bassins versant plus agricole ou urbains, qui peuvent constituer une source d'éléments nutritifs au début du printemps, peuvent expliquer ces concentrations plus élevées dans les embouchures de rivières (Le Fouest et al., 2005; Poulin et al., 2009). À l'inverse, les concentrations en phosphate les plus élevées étaient retrouvées vers le centre de l'estuaire. La diminution très rapide des concentrations en nutriments entre l'embouchure de la rivière Kamouraska (10,05 $\mu\text{mol NO}_x \text{L}^{-1}$) et la ligne de 400 mètres depuis la côte (1,17 $\mu\text{mol NO}_x \text{L}^{-1}$ en août 2020) peut résulter de plusieurs phénomènes. Les nutriments peuvent être immédiatement utilisés par les producteurs primaires présents sur le haut de la batture où, par exemple, la spartine qui est un taxon nitrophile est abondante (Tobias et al., 2014). Un phénomène de forte dilution des eaux de la rivière qui rencontrent les eaux de l'estuaire du Saint-Laurent dans les premiers 400 mètres depuis l'embouchure de la rivière pourrait également expliquer la diminution soudaine des nutriments et l'homogénéité de salinité présente dans les stations échantillonnées au-delà de 300 m. Ce type de dilution, souvent associée au phénomène de marée qui se propage dans les estuaires des grands fleuves, est fréquente en zone côtière, comme démontré par Duan et al. (2017); Harman-Fetcho et al. (1999). Ainsi, les apports du bassin versant en nutriments, sont uniquement visibles dans la rivière où ils sont peut-être utilisés par les communautés des berges. Ces apports n'influencent pas les concentrations en nutriments dans la zone côtière du Kamouraska, dont la source

principale en azote est le fleuve Saint-Laurent (Romero et al., 2013). En effet, la concentration en azote arrivant par le fleuve Saint-Laurent au niveau de Québec est d'environ $30 \mu\text{mol L}^{-1}$ au printemps et diminue progressivement dans l'estuaire moyen pour atteindre entre 25 et $15 \mu\text{mol L}^{-1}$ au large du Kamouraska, valeurs comparables à celles mesurées dans notre étude (Gilbert et al., 2007). Pour le phosphate, les concentrations de surface de Québec jusqu'au Golfe du Saint-Laurent sont stables, entre 0,5 et $1 \mu\text{mol L}^{-1}$ (Thibodeau et al., 2010). De plus, dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent, 60 % des apports en azote et 85 % du phosphate en surface proviennent des eaux profondes, donc les nutriments d'origine anthropiques contribueraient peu aux concentrations de surface (Jutras et al., 2020b).

Avec des concentrations moyennes saisonnières autour de $10 \mu\text{mol L}^{-1}$ de nitrites/nitrates et de $0,7 \mu\text{mol L}^{-1}$ de phosphate sur toute la zone d'étude en 2019 et 2020, les valeurs mesurées de ces indicateurs d'état restent très inférieures comparativement à certains systèmes eutrophes. Par exemple en baie de Seine (France), les concentrations d'azote atteignent jusqu'à $200 \mu\text{mol L}^{-1}$ en hiver et jusqu'à $50 \mu\text{mol L}^{-1}$ en été. Les concentrations de phosphate atteignent 2 à $3 \mu\text{mol L}^{-1}$, mais sont du même ordre que nos résultats en été avec des concentrations entre 0,5 et $1 \mu\text{mol L}^{-1}$ (Passy et al., 2016). De même, dans la baie de Malpeque (Île-du-Prince-Édouard, Canada), les concentrations en $\text{NO}_2 + \text{NO}_3$ peuvent aller de $268,50 \mu\text{mol L}^{-1}$ en amont de l'estuaire et $222,01 \mu\text{mol L}^{-1}$ au centre de l'estuaire et à $20,49 \mu\text{mol L}^{-1}$ en aval (Lavaud et al., 2020). Ces concentrations jusqu'à 19 fois plus élevées que les valeurs maximales de 2020 au Kamouraska sont des indicateurs d'état associés à des phénomènes d'eutrophisation dans ces grands systèmes de Baie de Seine et de Baie de Malpeque qu'il faut toutefois nuancer en fonction des débits des rivières pour avoir une meilleure compréhension des apports globaux d'azote.

Les concentrations en nutriments mesurées dans notre étude ne semblent pas suffisamment élevées pour générer un phénomène d'eutrophisation. En effet, en Europe, pour que les concentrations en nutriments soient conformes aux exigences de la directive-cadre sur l'eau (DCE), des classes de qualité écologiques ont été établies. Pour le phosphate : $0,4 \mu\text{mol L}^{-1}$ (élevé/bonne), $0,8 \mu\text{mol L}^{-1}$ (bonne/modéré), $1,4 \mu\text{mol L}^{-1}$ (modéré/faible) et $2,8 \mu\text{mol L}^{-1}$ (faible/mauvaise), pour les nitrate et nitrite : $5 \mu\text{mol L}^{-1}$

(élevé/bonne), $10 \mu\text{mol L}^{-1}$ (bonne/modéré), $20 \mu\text{mol L}^{-1}$ (modéré/faible) et $40 \mu\text{mol L}^{-1}$ (faible/mauvaise) (Karydis, 2009). Donc, selon ces classes de qualité écologique, la zone côtière du Kamouraska qui a des concentrations de phosphate moyennes annuelles de $0,52 \mu\text{mol L}^{-1}$ en 2019 et de $0,87 \mu\text{mol L}^{-1}$ en 2020 ainsi que des concentrations en nitrite et nitrate moyennes annuelles de $15,77 \mu\text{mol L}^{-1}$ en 2019 et de $12,41 \mu\text{mol L}^{-1}$ en 2020 serait de qualité écologique modérée, peu propice au développement de phénomène d'eutrophisation.

Les indicateurs d'impacts pour évaluer l'eutrophisation côtière du Kamouraska. Que disent les producteurs primaires ?

Pour signaler la présence de perturbations écologiques dans la zone côtière du Kamouraska, les indicateurs d'impacts biologiques — la chl *a* (proxy des biomasses phytoplanctoniques et du microphytobenthos), la matière organique particulaire et la biomasse des algues vertes — ont été étudiées sur la zone côtière du Kamouraska. Ces indicateurs, décrits comme répondant à l'enrichissement en nutriments dans des cas d'eutrophisation, ont été quantifiés dans des zones directement sous influence et hors influence du panache des rivières.

Indicateurs d'impacts dans la colonne d'eau

Les concentrations en chl *a* dans les eaux de surfaces de la zone côtière du Kamouraska suivent une saisonnalité marquée au cours des années 2019 et 2020. En effet, tout comme l'hypothèse émise suivant laquelle les biomasses de producteurs primaires suivent une tendance saisonnière d'augmentation entre juin et août puis de diminution à partir de septembre, les concentrations en chl *a* étaient faibles au printemps ($0,46 \text{ mg m}^{-3}$ et $0,05 \text{ mg m}^{-3}$ en 2019 et 2020), augmentant en été ($1,56 \text{ mg m}^{-3}$ et $4,79 \text{ mg m}^{-3}$ en 2019 et 2020) et diminuant à l'automne ($0,89 \text{ mg m}^{-3}$ en octobre 2020). Cependant, contrairement à l'hypothèse selon laquelle les concentrations sont plus élevées dans les transects sous l'influence supposée des rivières, les concentrations en chl *a* suivent la même saisonnalité sur l'ensemble de la zone échantillonnée. Les faibles

concentrations en chl *a* concordent avec des valeurs élevées de MPS au printemps, expliqué par les eaux de fonte qui lessivent les sols et charrient des particules dans les eaux de l'estuaire (Masson et al., 2006). En augmentant la turbidité de l'eau, les MPS limitent la quantité de lumière disponible pour la photosynthèse et peuvent être un frein au développement du phytoplancton. De plus, les concentrations printanières en phosphate sont faibles dans la zone côtière, pouvant limiter la production primaire. Les concentrations en chl *a* plus importantes en été peuvent être expliquées par le bloom printanier tardif dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent. En effet, celui-ci se produit à la mi-juin et persiste tout au long de l'été comme démontré par Laliberté et Larouche (2023) qui ont montré un pic de chl *a* à la mi-juin pouvant atteindre des concentrations maximums de 5 mg m⁻³ dans l'estuaire du Saint-Laurent.

Les concentrations moyennes saisonnières de 2,55 mg chl *a* m⁻³ sur toute la zone d'échantillonnage en 2019 et de 1,91 mg chl *a* m⁻³ dans la plume de dilution de la rivière Kamouraska en 2020, sont largement inférieures aux concentrations retrouvées dans les estuaires eutrophes. Par exemple, Ryan et al. (2008) ont échantillonné deux baies eutrophes en Nouvelle-Écosse montrant des concentrations en chl *a* de 22,7 mg m⁻³ dans Barrington Bay et de 55,3 mg m⁻³ à New Harbour. En se référant à la classification d'eutrophisation de Bricker (2003) (hypereutrophe [> 60 mg m⁻³], eutrophe [60-20 mg m⁻³], moyen [20-5 mg m⁻³] et faible [≤ 5 mg m⁻³]), la zone côtière du Kamouraska ne présente pas d'eutrophisation à phytoplancton. De plus, les valeurs mesurées ne dépassent pas les blooms printaniers enregistrés dans les Saint-Laurent (Devine et al., 2015; Plourde et al., 2001).

Indicateurs d'impacts benthiques

Contrairement à l'hypothèse émise selon laquelle les producteurs primaires ont une saisonnalité marquée et une biomasse plus élevée dans le panache des rivières, les biomasses d'algues vertes (ulves + entéromorphes) mesurées sur les 4 transects n'ont pas montré de tendance saisonnière en 2019 et en 2020 et leur localisation proche du panache des rivières n'influence pas leur croissance. En effet, les biomasses retrouvées sur le transect 1, éloigné de l'embouchure de la Kamouraska, sont entre 2 et 47 fois plus

importantes que sur les autres transects au cours des 2 saisons d'échantillonnages. Cela peut être expliqué par un terrain peu propice au développement des algues vertes. En effet, les entéromorphes sont retrouvées en majorité sur les substrats rocheux largement plus présentes sur le transect 1 que sur les autres transects. Quant aux ulves, leur biomasse reste anecdotique avec une moyenne sur la strate à macroalgue maximum de $4,5 \text{ g m}^{-2}$ en juillet 2020. Ces algues vertes sont présentes naturellement dans les zones côtières de l'estuaire maritime du Saint-Laurent dans de telles quantités (Cimon et Cusson, 2019).

Les biomasses d'algues vertes présentes sur la zone côtière du Kamouraska ne sont pas symptomatiques d'eutrophisation côtière. En effet, avec des moyennes saisonnières d'environ 33 g m^{-2} sur les hauts de plages et de 20 g m^{-2} sur la strate à macroalgue, ces valeurs sont largement inférieures aux biomasses retrouvées sur des zones côtières eutrophes. Par exemple, dans l'estuaire riche en azote de la baie de Malpèque (île du Prince-Edward), Lavaud et al. (2020) ont mesuré une biomasse maximale de 1355 g m^{-2} en août 2017. Dans les systèmes très eutrophes, les biomasses peuvent aller jusqu'à des milliers et des millions de tonnes sur des surfaces de plusieurs km^2 (Gao et al., 2010; Smetacek et Zingone, 2013). Selon la procédure commune OSPAR, le critère retenu par la France pour un niveau élevé de macroalgues signe d'eutrophisation est une biomasse d'ulves annuelle > 1000 tonnes par baies (Lefebvre, 2012), ce qui est loin de la moyenne saisonnière présente sur la zone côtière du Kamouraska étudiée.

Parmi les autres producteurs primaires présents, les biomasses de spartine retrouvées sur la zone d'étude sont similaires aux biomasses retrouvées dans les zones côtières de l'estuaire du Saint-Laurent (par exemple, Coulombier et al. (2012) : maximum de 612 g m^{-2} au parc du Bic). Bien que les concentrations d'azote puissent avoir des effets significatifs sur la croissance de la spartine (Zhao et al., 2010), dans la zone côtière du Kamouraska, aucune différence entre les transects sous influences des rivières et ceux hors de cette influence n'a pu être mise en évidence, soulignant l'absence d'effet positif des apports des rivières sur les producteurs primaires benthiques.

Les indicateurs d'états et d'impacts révèlent que le Kamouraska n'est pas sujet à l'eutrophisation, mais qu'une trajectoire en seuil n'est pas à écarter

Les résultats des différents indicateurs d'états et d'impacts retrouvés le long de la zone côtière du Kamouraska ne sont pas caractéristiques de la présence d'une eutrophisation côtière. Ils ne sont en effet en rien comparables aux valeurs mesurées dans des systèmes côtiers tempérés touchés par l'eutrophisation. Cependant, l'absence de valeurs d'indicateurs forts ne veut pas dire qu'une trajectoire d'eutrophisation ne peut pas être définie ou sous-jacente à nos résultats.

La présence d'un découplage saisonnier pourrait être à l'origine d'une trajectoire d'eutrophisation avec seuil dans la bande côtière du Kamouraska, en accord avec l'hypothèse que nous avons émise. En effet, les quantités maximales de nutriments charriées en zone côtière ont été mesurées au printemps, à un moment où les producteurs primaires recommencent leur croissance après l'hiver. À l'inverse, les pics de biomasse des producteurs primaires (chl *a* et spartine) sont observés en été au moment où les conditions dans le milieu sont les plus limitantes et après la période où les concentrations en N sont à leur maximum. Ainsi les conditions environnementales potentielles qui pourraient induire une production de matière organique importante et significative d'un processus d'eutrophisation ne tombent pas dans la fenêtre phénologique de pic des producteurs primaires benthiques. De plus, les rapports de Redfield N : P (16 : 1) (voir annexe II), qui permettent de déterminer quels éléments limitent potentiellement la croissance du phytoplancton (Billen et al., 2001; Justić et al., 1995), montrent des résultats jusqu'à 2 fois supérieurs au printemps (27,13 : 1 : 2019 et 19,76 : 1 : 2020 excluant l'embouchure et l'amont des rivières) que pendant le reste de la saison (14,75 : 1 : 2019 et 11,35 : 1 : 2020). De plus, des valeurs maximums jusqu'à 650 fois supérieures aux moyennes saisonnières des stations de l'estuaire du Saint-Laurent sont retrouvées proches aux embouchures des rivières. La zone côtière du Kamouraska semble donc être fortement déséquilibrée dans les concentrations en nutriments ne permettant pas une croissance optimale printanière du phytoplancton. Lors du reste de l'été, les concentrations plus faibles en azote peuvent être signe d'une utilisation de l'azote par les producteurs primaires dans les premiers mètres de la bande côtière. En effet, à l'inverse des rapports de Redfield, les concentrations en chl *a* sont plus importantes en été et proche

des côtes montrant une production plus importante proche de la côte. De plus, la bande à spartine qui se trouve dans les 200 premiers mètres de l'estran a une biomasse maximale en été et peut jouer un rôle de tampon à l'eutrophisation en consommant les nutriments. Cependant, les moyennes saisonnières de 2 % de N et un C/N de 30 dans les spartines du Kamouraska, sur toute la zone d'échantillonnage, sont comparables à celles calculées par Tobias et al. (2014) avec 1 % de N et un C/N de 38. L'absence de variation saisonnière en contenus en azote des spartines ainsi que des concentrations similaires dans les zones sous et en dehors de l'influence des rivières ne soutiennent pas l'effet tampon que les spartines pourraient jouer sur les nutriments en zone côtière.

Finalement, il est aussi possible que le risque d'eutrophisation côtière soit tout simplement inexistant dans la bande côtière du Kamouraska en raison de concentrations en nutriments trop faibles ainsi qu'une forte dilution des masses d'eau venant des bassins versants dans les premiers 400 mètres de la bande côtière. En effet, les salinités de surfaces similaires entre toutes les stations de 0,4 à 5,6 km de la côte (ainsi qu'entre 0,9 et 5,6 km en 2019) indiquent que les eaux de l'estuaire du Saint-Laurent dominant les eaux arrivant des rivières dans les premiers 400 mètres de la côte. De même, les tendances des concentrations en nutriments, en MPS et en chl *a* ne montrent pas d'effet de dilution visible hormis en août où une dilution est mise en évidence entre l'amont de la rivière et les 400 mètres de la côte. Ainsi la masse d'eau du fleuve Saint-Laurent domine la zone côtière du Kamouraska, masquant tout effet potentiel des apports des affluents. Un échantillonnage à différents moments de la marée aurait peut-être permis de montrer l'effet de dilution quand le front de la rivière rencontre les eaux de l'estuaire sans être repoussé par la marée.

Conclusion générale

L'eutrophisation côtière, causée par un enrichissement excessif en nutriments notamment en azote et en phosphore, est aujourd'hui une réelle préoccupation environnementale mondiale. En effet, cet enrichissement perturbe l'équilibre des écosystèmes côtiers en stimulant la production primaire. Une augmentation de la biomasse phytoplanctonique et/ou de la biomasse d'algues vertes est alors observée, engendrant ainsi une cascade de réponses allant jusqu'à l'hypoxie ou l'anoxie des eaux de fond due à une accumulation et dégradation de matière organique. La réponse des écosystèmes à ce phénomène n'est pas unique, c'est pourquoi différentes trajectoires d'eutrophisation peuvent être mises en évidence. Pour évaluer l'état d'eutrophisation et déterminer la trajectoire d'eutrophisation des écosystèmes côtiers, de nombreux indicateurs de pression, d'état, d'impact sont utilisés, comme par exemple les concentrations en nutriments, la concentration en chlorophylle *a* ou encore la biomasse des macrophytes.

Le premier sous-objectif de mon projet était d'étudier les variations spatio-temporelles des concentrations en nutriments ainsi que la charge en matière particulaire et organique en suspension (MPS et MOP) dans la bande côtière du Kamouraska pendant la période libre de glace, entre mai et octobre. Cette étude a pu mettre en évidence que les plus fortes concentrations d'azote sont retrouvées au printemps, près des côtes et aux embouchures. Tout au long du reste de la saison libre de glace (juin à octobre), les concentrations les plus élevées seront retrouvées au large de la côte, sous influence principale des apports du fleuve Saint-Laurent. Au contraire, les concentrations en phosphate augmentaient au cours de la saison et étaient maximales au large des côtes, vers le centre de l'estuaire. De plus, les concentrations plus élevées d'azote, de MPS et de MOP au niveau de l'embouchure de la rivière Kamouraska, qui diminuent fortement dans les premiers 400 mètres, indiquent une rapide dilution de l'eau de rivière dans l'estuaire du Saint-Laurent, prévenant potentiellement le développement du processus d'eutrophisation.

Le deuxième sous-objectif de cette étude était de comprendre comment les indicateurs biologiques de l'eutrophisation (le phytoplancton et les producteurs primaires benthiques) vont évoluer durant la période libre de glace. Les concentrations en chlorophylle *a* présentaient une saisonnalité marquée avec des concentrations faibles au printemps et plus fortes en été. Cependant, les concentrations étaient trop faibles pour que la zone côtière du Kamouraska présente une eutrophisation à phytoplancton. De même, la spartine présentait une forte saisonnalité avec un début de croissance en juin et une diminution en automne avec un pic de biomasse en été, suivant sa phénologie. Toutefois, les algues vertes ne présentaient pas de saisonnalité et avaient une biomasse largement inférieure aux zones côtières présentant une eutrophisation à macroalgues. De plus, les biomasses des producteurs primaires benthiques ne présentaient aucune différence entre les transects sous l'influence et les transects sans l'influence des rivières. Cependant, ces résultats sont à considérer avec prudence. En effet, seuls quatre transects ont été échantillonnés avec répétition lors de la période libre de glace, deux sous influence supposés des rivières et deux autres en dehors de cette zone d'influence supposée. Une meilleure couverture spatiale et un monitoring pluriannuel permettrait de mieux comprendre les dynamiques interannuelles de la zone médiolittorale et d'identifier de potentiels effets locaux en lien avec les panaches des rivières.

En combinant les données issues des deux premiers sous-objectifs, l'objectif principal était de déterminer la trajectoire d'eutrophisation de la bande littorale du Kamouraska. Ainsi, avec la présence d'un potentiel découplage saisonnier entre les apports principaux en nutriments et la phénologie des producteurs primaires de la zone côtière, nous avons pu déterminer que cette trajectoire pourrait être une trajectoire avec seuil. Toutefois, les indicateurs d'états et d'impacts, ne montrent pas la présence d'eutrophisation sur toute la zone côtière du Kamouraska.

Afin d'avoir une évaluation plus complète de l'eutrophisation côtière au Kamouraska, des analyses supplémentaires auraient été nécessaires pour améliorer cette étude. En effet, ajouter quelques indicateurs de pression, d'état et d'impact aurait été pertinent pour affiner le portrait écologique de cette bande côtière. Par exemple, les concentrations en ammonium jouent un rôle important dans l'eutrophisation côtière et n'ont pas été mesurés dans notre étude. Avec le nitrate, l'ammonium est la principale

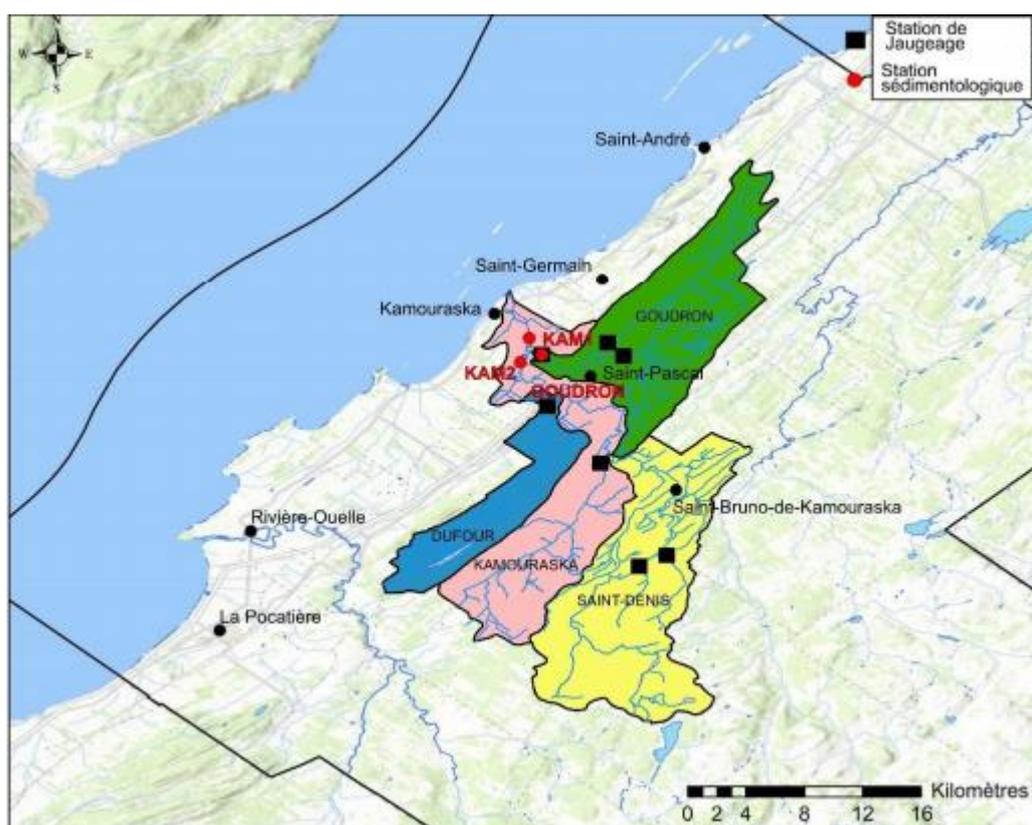
forme d'azote associée aux influences humaines et provient principalement des rejets de déchets humains (Domingues et al., 2011). De plus, la caractérisation saisonnière des flux d'azote organique dissous (DON) pouvant être reminéralisé, aurait permis de quantifier un indicateur de pression aussi utilisé dans les études d'eutrophisation côtière (Dumont et al., 2005). Enfin, la taille des tiges de spartine aurait été un bon indicateur d'impact pour notre étude. En effet, selon Logan (2018), l'apport supplémentaire en azote entraîne une augmentation de la taille de la tige de la spartine mais provoque également une diminution de la densité des plants. La biomasse par m² n'est donc pas affectée. Ainsi, une comparaison entre les tailles des tiges de spartine des transects sous influence et des tiges des transects hors de l'influence des rivières aurait peut-être permis de savoir plus précisément si les spartines sont influencées par les apports d'azote provenant des rivières dans les premiers mètres de la zone côtière du Kamouraska.

Le développement d'indices d'eutrophisation précis à partir d'indicateurs efficaces localement, est donc essentiel. Ainsi, la procédure commune OSPAR pour l'évaluation de l'état d'eutrophisation est un indice qui a pu être adapté aux différentes zones étudiées en modulant les seuils de ses indicateurs. Par exemple, pour l'indicateur de biomasse du phytoplancton mis en place par la DCE sur la base OSPAR, une qualité d'eau mauvaise est entre 22,5 et 45 µg L⁻¹ dans la mer du Nord tandis qu'elle est entre 20 et 40 µg L⁻¹ pour la Manche Atlantique. (OSPAR, 2013). Au Canada, la problématique de l'eutrophisation côtière est encore très peu étudiée et peu d'indicateurs sont recensés dans la littérature dédiée à l'eutrophisation côtière dans ce pays. Cependant il est essentiel d'adapter et de créer des indices d'eutrophisation afin de pouvoir mieux évaluer ce problème. Lorsqu'il n'y a pas de phénomène d'eutrophisation visible et que les indices d'eutrophisation ne révèlent rien, comme dans le cas de la présente étude sur le Kamouraska, un indice de vulnérabilité peut aider les gestionnaires de l'environnement à monitorer les zones les plus susceptibles d'être touchées par ce phénomène si un changement intervient. Dans le cadre du projet Eutrophisation, Alice Morard supervisée par Gwenaëlle Chaillou a ainsi développé un indice de sensibilité à l'eutrophisation côtière (ISEC) qui est basé sur une méthode paramétrique. Cette méthode combine différents indicateurs comme le type de côte, l'état de la côte, l'exutoire du drain, l'influence d'un panache, la surface agricole ainsi que la pente du sol afin de définir un

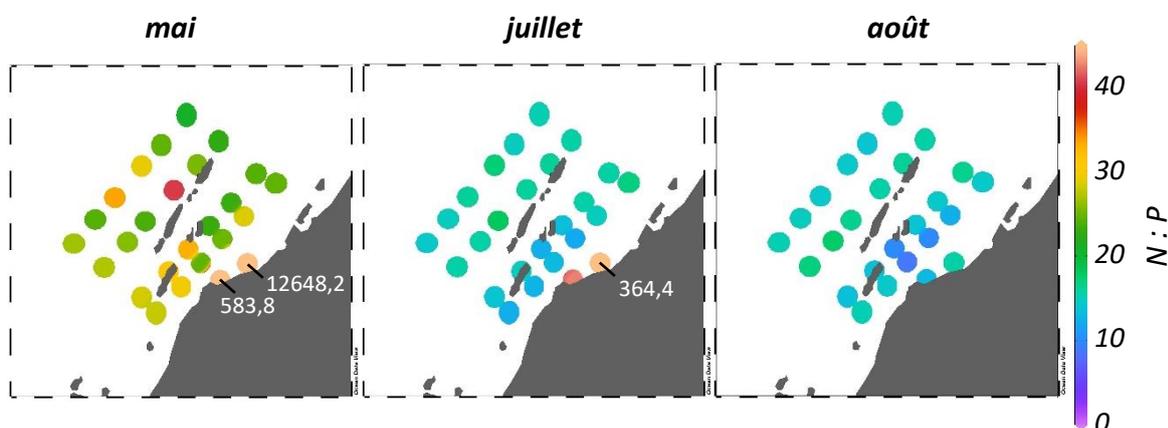
état de vulnérabilité à l'eutrophisation d'une zone. Aucune donnée chimique n'est nécessaire, rendant cet indice très facile d'utilisation pour les gestionnaires qui ont généralement accès aux données utilisées dans le calcul de l'ISEC (voir annexe III). Ce nouvel indice ainsi que la présente étude, réalisée sur la bande côtière du Kamouraska qui est une région très agricole, apportent des premières données pour évaluer les trajectoires d'eutrophisation des estuaires de petits affluents ainsi que la vulnérabilité des côtes de l'estuaire du Saint-Laurent à l'eutrophisation côtière.

Annexes

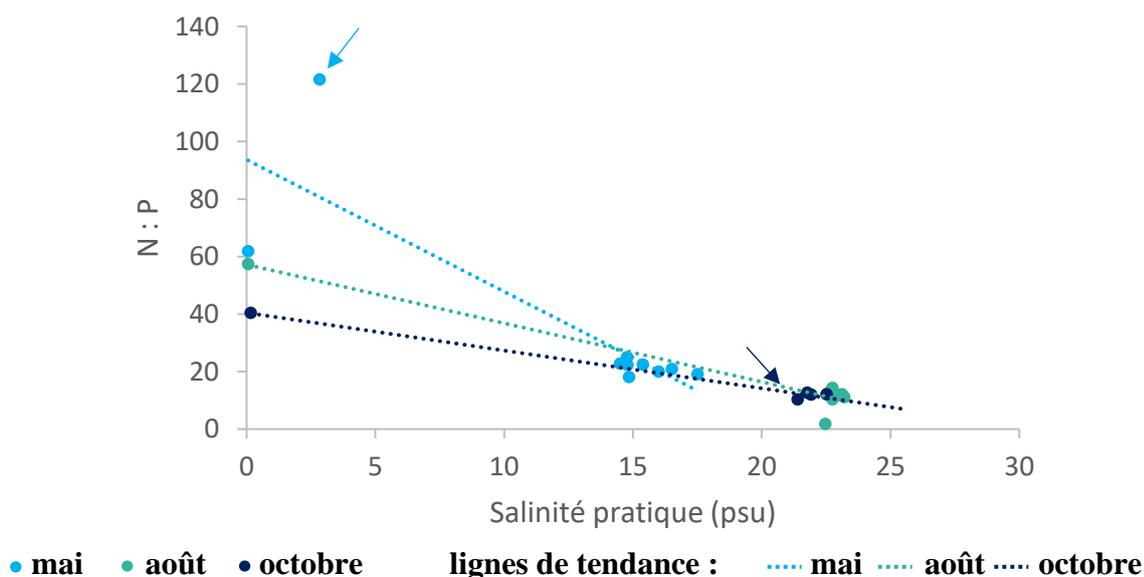
Annexe I : Carte des sous-bassins versant de la rivière Kamouraska : bassins versants de Saint-Denis (103 km²), Dufour (38 km²), Goudron (77 km²) et Kamouraska (88 km²)



Annexe IIa : Rapport N : P à 1 mètre de profondeur pour les échantillonnages de mai, juillet et août 2019, échantillonnés à 0,9 ; 1,9 ; 3,7 et 5,6 km de la côte sur 6 transects. Les valeurs écrites en blanc sont les valeurs les plus extrêmes enregistrée dans les embouchures des rivières.



Annexe IIb : Rapports N : P pour les saisons d'échantillonnage en mai (bleu clair), août (vert) et octobre (bleu foncé) 2020 du transect de la rivière Kamouraska en fonction de la salinité (psu). Les flèches représentent les stations à l'embouchure. Les stations au minimum de salinité (0) sont à 3,3 km en amont de l'embouchure. Le point de l'embouchure du mois d'août n'est pas représenté car la salinité n'a pas été mesurée suite à un problème technique.



Annexe III : Morard, A., Chaillou, G., (2022) Développement d'un indice de sensibilité à l'eutrophisation côtière dans l'est du Québec.
Réunion scientifique Annuelle de Québec-Océan, février 2022. Rimouski (Canada).



Développement d'un indice de sensibilité à l'eutrophisation côtière dans l'est du Québec

Alice Morard¹ et Gwénaëlle Chaillou¹

¹ ISMER, Chaire de recherche du Canada sur la géochimie des hydrogéosystèmes côtiers, UQAR



INTRODUCTION

L'eutrophisation compte parmi les perturbations les plus communes des eaux côtières et se manifeste notamment par des proliférations de macroalgues qui peuvent devenir nuisibles aux communautés côtières. Les indices d'eutrophisation des eaux côtières sont nombreux dans la littérature. Ce projet vise à se concentrer sur les caractères géomorphométriques intrinsèques au système côtier ainsi que les caractéristiques de l'arrière-côte et du bassin versant influençant l'eutrophisation côtière.

OBJECTIF

Développer un indice de sensibilité à l'eutrophisation côtière (ISEC) basée sur une méthode paramétrique utilisable par les gestionnaires du territoire

ZONE EXPÉRIMENTALE



A. Marais maritime proche de la Kamouraska

B. Plage sur base rocheuse de St-Denis-de-la-Rochelle

C. Côte rocheuse sans falaise de Pointe-Rivière-Ouelle

Localisation de la zone d'étude située dans la MRC de Kamouraska. (modifiée à partir du livrable PACES 317)

MRC Kamouraska :

- 88 km de littoral
- 64 % de marais maritimes
- 281 km² parcelles cultivées
- 6 bassins résiduels
- 5 bassins versants

Qualité des cours d'eau :
15 stations sur 32, douteuses à très mauvaises

Activités régionales :
Agriculture
Élevage
Villégiature estivale

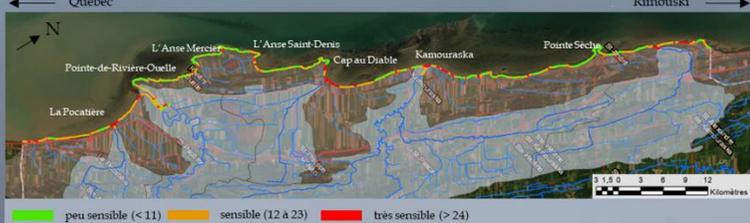
MÉTHODOLOGIE

- ISEC : cocréation avec panel scientifiques et gestionnaires du territoire
- Cellule de 1 m à 250 m de littoral pour appliquer ISEC
- Apports en eaux souterraines négligeables => indice DRASTIC > 140.

Indice CEDPAS = C_c + E_e + D_d + P_p + A_a + S_s

Paramètre	Type de côte (C)	État de la côte (E)	Exutoire drainé (D)	Influence d'un panache (P)	Surface agricole (A)	Pente du sol (S)
0	Falaises Marais maritime (stable)*	Stable, Végétalisée >75%	> 100 m	> 400 m	< 25%	< 2%
1	Dépôts meubles Marais maritimes (semi-végétalisée)	Instable, Semi-végétalisée (25 à 75%)			25% à 50%	2 à 12
2	Marais maritimes (active)*	Active, Végétalisée <25%	< 100 m	< 400 m	> 50%	> 12
Pondération (p)	1	3	5	4	4	2

RÉSULTATS PRÉLIMINAIRES



Carte : littoral de la MRC Kamouraska avec l'indice de sensibilité à l'eutrophisation côtière

FAITS SAILLANTS

Suite aux premiers essais de l'ISEC, des secteurs sensibles ont été identifiés. Notamment dans la baie au sud de Cap au Diable caractérisée comme « très sensible », où l'érosion côtière est importante, plusieurs aboiteaux et le ruisseau des Bras se jettent. La baie de la Pocatière est dite « sensible » dû aux nombres importants d'exutoires de drains agricoles sur la côte et à l'état des marais maritimes semi-végétalisés (25 à 75%).

De façon générale, les alentours des exutoires de rivières et drains côtiers se révèlent être des zones caractérisées comme sensibles à très sensibles, dû à des superficies agricoles > 50% dans les bassins versants et résiduels.

CONCLUSION

L'ISEC est construit sur des données du territoire en libre accès et gratuites. Aucune donnée chimique n'est nécessaire. Il est peu dispendieux et facile à utiliser. Il sera une aide pour les gestionnaires du territoire du littoral du Saint-Laurent. Prochainement la bathymétrie côtière devrait être ajoutée à la liste des paramètres. Les données présentes ne sont pas finales, il reste encore des rencontres avec le panel pour améliorer et affiner les caractéristiques de l'ISEC.

Remerciements : Merci à Odyssee Saint-Laurent (RQM) pour les financements, et aux panélistes pour avoir partagé leurs savoirs au sein de ce projet.

Sources : Paramètres sélectionnés proviennent du MTQ, MELCC et MFFP, disponibles à partir : <https://www.donneesquebec.ca/>

Références bibliographiques

- Aminot, A. et Chaussepied, M. (1983). *Manuel des analyses chimiques en milieu marin*. Centre National pour l'Exploitation des Océans.
- Andrews, M. J. et Rickard, D. G. (1980). Rehabilitation of the inner Thames estuary. *Marine pollution bulletin*, 11(11), 327-332. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0025-326X\(80\)90051-X](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0025-326X(80)90051-X)
- Armstrong, F. A. J., Stearns, C. R. et Strickland, J. D. H. (1967). The measurement of upwelling and subsequent biological process by means of the Technicon Autoanalyzer® and associated equipment. *Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts*, 14(3), 381-389. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0011-7471\(67\)90082-4](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0011-7471(67)90082-4)
- Barnabé, G. (2016). *Écologie et aménagement des eaux marines : le potentiel des océans et des mers*. Lavoisier-Tec & Doc. <http://catalogue.bnf.fr/ark:/12148/cb45077091f>
- Berglund, J., Mattila, J., Rönnerberg, O., Heikkilä, J. et Bonsdorff, E. (2003). Seasonal and inter-annual variation in occurrence and biomass of rooted macrophytes and drift algae in shallow bays. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56(5), 1167-1175. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(02\)00326-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0272-7714(02)00326-8)
- Billen, G., Garnier, J., Ficht, A. et Cun, C. (2001). Modeling the response of water quality in the Seine River estuary to human activity in its watershed over the last 50 years. *Estuaries*, 24(6), 977-993. <https://doi.org/10.2307/1353011>
- Bluteau, C. E., Galbraith, P. S., Bourgault, D., Villeneuve, V. et Tremblay, J. É. (2021). Winter observations alter the seasonal perspectives of the nutrient transport pathways into the lower St. Lawrence Estuary. *Ocean Science*, 17(5), 1509-1525. <https://doi.org/10.5194/os-17-1509-2021>

- Boesch, D. F. (2002). Challenges and opportunities for science in reducing nutrient over-enrichment of coastal ecosystems. *Estuaries*, 25(4), 886-900. <https://doi.org/10.1007/BF02804914>
- Bricker, S. B., Clement, C. G., Pirhalla, D. E., Orlando, S. P. et Farrow, D. R. G. (1999). National estuarine eutrophication assessment: effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries. *NOAA, National Ocean Service Special Projects Office and the National Centers for Coastal Ocean Science*, 71.
- Brylinsky, M. (2006). A nutrient guidance framework for canadian nearshore waters. *Acadia Centre for Estuarine Research*, 84, 89.
- Burke, L., Kura, Y., Kassem, K., Revenga, C., Spalding, M., McAllister, D. et Caddy, J. (2001). *Coastal Ecosystems*. World Resources Institute Washington, DC.
- Cimon, S. et Cusson, M. (2019). Intertidal species abundances facing a multiple stress/disturbance experiment in St. Lawrence Estuary (Sainte-Flavie, QC, Canada) 2012-2013. *PANGAEA*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1594/PANGAEA.897603>
- Cloern, J. E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine ecology progress series*, 210, 223-253.
- Cloern, J. E., Foster, S. Q. et Kleckner, A. E. (2014). Phytoplankton primary production in the world's estuarine-coastal ecosystems. *Biogeosciences*, 11(9), 2477-2501.
- Coffin, M. R. S., Courtenay, S. C., Pater, C. C. et van den Heuvel, M. R. (2018). An empirical model using dissolved oxygen as an indicator for eutrophication at a regional scale. *Marine pollution bulletin*, 133, 261-270. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.041>
- Conley, D. J., Carstensen, J., Aertebjerg, G., Christensen, P. B., Dalsgaard, T., Hansen, J. L. S. et Josefson, A. B. (2007). Long - term changes and impacts of hypoxia in Danish coastal waters. *Ecological Applications*, 17(sp5), S165-S184. <https://doi.org/https://doi.org/10.1890/05-0766.1>

- Conley, D. J., Carstensen, J., Vaquer-Sunyer, R. et Duarte, C. M. (2009). Ecosystem thresholds with hypoxia. Dans J. H. Andersen et D. J. Conley (dir.), *Eutrophication in Coastal Ecosystems: Towards better understanding and management strategies Selected Papers from the Second International Symposium on Research and Management of Eutrophication in Coastal Ecosystems, 20–23 June 2006, Nyborg, Denmark* (p. 21-29). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-90-481-3385-7_3
- Conseil.du.Saint-Laurent. (2017). Ses habitats côtiers *Fiche du portrait / Plan de Gestion Intégrée Régional du Conseil du Saint-Laurent*, 13.
- Coulombier, T., Neumeier, U. et Bernatchez, P. (2012). Sediment transport in a cold climate salt marsh (St. Lawrence Estuary, Canada), the importance of vegetation and waves. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 101, 64-75. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.02.014>
- DCSMM. (2008). DIRECTIVE 2008/56/CE DU PARLEMENT EUROPÉEN ET DU CONSEIL du 17 juin 2008 établissant un cadre d'action communautaire dans le domaine de la politique pour le milieu marin (directive-cadre «stratégie pour le milieu marin»). *Journal officiel de l'Union Européenne*, L 164/19, 22.
- Devine, L., S. Plourde, M. Starr, J.-F. St-Pierre, L. St-Amand, P. Joly et Galbraith, P. S. (2015). *Chemical and biological oceanographic conditions in the Estuary and Gulf of St. Lawrence during 2014*. Canadian Science Advisory Secretariat (CSAS). http://publications.gc.ca/collections/collection_2016/mpo-dfo/Fs70-5-2015-071-eng.pdf
- Diaz, R. J. (2001). Overview of hypoxia around the world. *Journal of Environmental Quality*, 30(2), 275-281. <https://doi.org/https://doi.org/10.2134/jeq2001.302275x>
- Domingues, R. B., Barbosa, A. B., Sommer, U. et Galvão, H. M. (2011). Ammonium, nitrate and phytoplankton interactions in a freshwater tidal estuarine zone: potential effects of cultural eutrophication. *Aquatic Sciences*, 73(3), 331-343. <https://doi.org/10.1007/s00027-011-0180-0>

- Dreujou, E., McKindsey, C. W., Grant, C., Tréau de Coeli, L., St-Louis, R. et Archambault, P. (2020). Biodiversity and habitat assessment of coastal benthic communities in a sub-arctic industrial harbor area. *Water*, 12(9), 2424. <https://www.mdpi.com/2073-4441/12/9/2424>
- Duan, S., He, Y., Kaushal, S. S., Bianchi, T. S., Ward, N. D. et Guo, L. (2017). Impact of wetland decline on decreasing dissolved organic carbon concentrations along the Mississippi River continuum. *Frontiers in Marine Science*, 3, 280. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00280>
- Duarte, C. M. (2009). Coastal eutrophication research: a new awareness. *Hydrobiologia*, 629(1), 263-269. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9795-8>
- Ducrottoy, J. P. et Romaña, L. A. (2018). *Les milieux estuariens et littoraux : une approche scientifique pour les préserver et les exploiter durablement*. Lavoisier Tec & Doc.
- Dufour, R. et Ouellet, P. (2007). Rapport d'aperçu et d'évaluation de l'écosystème marin de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. *Rapport Technique Canadien des Sciences Halieutiques et aquatiques 2744F*, 123 p.
- Dumont, E., Harrison, J. A., Kroeze, C., Bakker, E. J. et Seitzinger, S. P. (2005). Global distribution and sources of dissolved inorganic nitrogen export to the coastal zone: Results from a spatially explicit, global model. *Global Biogeochemical Cycles*, 19(4), article n° GB4S02. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2005GB002488>
- EEA. (2005). EEA core set of indicators, guide. *European Environment Agency*, 1/2005.
- Ferro-Azcona, H., Espinoza-Tenorio, A., Calderón-Contreras, R., Ramenzoni, V. C., Gómez País, M. M. et Mesa-Jurado, M. A. (2019). Adaptive capacity and social-ecological resilience of coastal areas: A systematic review. *Ocean & Coastal Management*, 173, 36-51. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.01.005>
- Fisher, T. R., Hagy, J. I. D., Boynton, W. R. et Williams, M. R. (2006). Cultural eutrophication in the Choptank and Patuxent estuaries of Chesapeake Bay.

Limnology and Oceanography, 51(1part2), 435-447.
https://doi.org/https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0435

- Gao, S., Chen, X., Yi, Q., Wang, G., Pan, G., Lin, A. et Peng, G. (2010). A strategy for the proliferation of *Ulva prolifera*, main causative species of green tides, with formation of sporangia by fragmentation. *PLoS One*, 5(1), e8571.
- Gilbert, D., Chabot, D. et Archambault, P. (2007, 01/15). Appauvrissement en oxygène dans les eaux profondes du Saint-Laurent marin: causes possibles et impacts écologiques. *Naturaliste Canadien*, 131, 67-75.
- Gilbert, D., Sundby, B., Gobeil, C., Mucci, A. et Tremblay, G. H. (2005). A seventy-two-year record of diminishing deep-water oxygen in the St. Lawrence estuary: the northwest Atlantic connection. *Limnology and Oceanography*, 50(5), 1654-1666.
<https://doi.org/https://doi.org/10.4319/lo.2005.50.5.1654>
- Grasshoff, K., Ehrhardt, M. et Kremling, K. (1983). *Methods of seawater analysis* (2nd, rev. and extended ed.° éd.). Verlag Chemie.
- Harman-Fetcho, J. A., McConnell, L. L. et Baker, J. E. (1999). Agricultural pesticides in the Patuxent River, a tributary of the Chesapeake Bay. *Journal of Environmental Quality*, 28(3), 928-938.
<https://doi.org/https://doi.org/10.2134/jeq1999.00472425002800030025x>
- Holm-Hansen, O., Lorenzen, C. J., Holmes, R. W. et Strickland, J. D. H. (1965). Fluorometric determination of chlorophyll. *ICES Journal of Marine Science*, 30(1), 3-15. <https://doi.org/10.1093/icesjms/30.1.3>
- Howarth, R., Chan, F., Conley, D. J., Garnier, J., Doney, S. C., Marino, R. et Billen, G. (2011). Coupled biogeochemical cycles: eutrophication and hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(1), 18-26. <https://doi.org/https://doi.org/10.1890/100008>
- Ibisch, R., Austnes, K., Borchardt, D., Boteler, B., Leujak, W., Lukat, E., Rouillard, J., Schmedtje, U., Solheim, A. et Westphal, K. (2017). European assessment of

- eutrophication abatement measures across land-based sources, inland, coastal and marine waters. *Rapport technique ETC/ICM 2/2016*, 98.
- Justić, D., Rabalais, N. N. et Turner, R. E. (1995). Stoichiometric nutrient balance and origin of coastal eutrophication. *Marine pollution bulletin*, 30(1), 41-46.
- Jutras, M., Dufour, C. O., Mucci, A., Cyr, F. et Gilbert, D. (2020a). Temporal changes in the causes of the observed oxygen decline in the St. Lawrence Estuary. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 125(12). <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2020JC016577>
- Jutras, M., Mucci, A., Sundby, B., Gratton, Y. et Katsev, S. (2020b). Nutrient cycling in the Lower St. Lawrence Estuary: Response to environmental perturbations. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 239, 106715. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106715>
- Karydis, M. (2009). Eutrophication assessment of coastal waters based on indicators: a literature review. Dans. Proceedings of the International Conference on Environmental Science and Technology.
- Kelly, N. E., Guijarro-Sabaniel, J. et Zimmerman, R. (2021). Anthropogenic nitrogen loading and risk of eutrophication in the coastal zone of Atlantic Canada. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 263, 107630. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107630>
- Kemp, W. M., Testa, J. M., Conley, D. J., Gilbert, D. et Hagy, J. D. (2009). Temporal responses of coastal hypoxia to nutrient loading and physical controls. *Biogeosciences*, 6(12), 2985-3008. <https://doi.org/10.5194/bg-6-2985-2009>
- Kitsiou, D. et Karydis, M. (2011). Coastal marine eutrophication assessment: A review on data analysis. *Environment International*, 37(4), 778-801. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.02.004>
- Lavaud, R., Filgueira, R., Nadeau, A., Steeves, L. et Guyondet, T. (2020). A dynamic energy budget model for the macroalga *Ulva lactuca*. *Ecological Modelling*, 418, 108922. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108922>

- Le Fouest, V., Zakardjian, B., Saucier, F. J. et Starr, M. (2005). Seasonal versus synoptic variability in planktonic production in a high-latitude marginal sea: The Gulf of St. Lawrence (Canada). *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 110(C9), article n° C09012. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2004JC002423>
- Lefebvre, A. (2012). La Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM - 2008/56/UE), Caractéristiques du Bon état écologique (BEE) pour le descripteur 5 lié à l'eutrophisation *Centre Ifremer Manche Mer du Nord* 51.
- Logan, J. M. (2018). Salt marsh aboveground production in New England estuaries in relation to nitrogen loading and environmental factors. *Wetlands*, 38(6), 1327-1340. <https://doi.org/10.1007/s13157-018-1056-z>
- Masson, M., Blanc, G. et Schäfer, J. (2006). Geochemical signals and source contributions to heavy metal (Cd, Zn, Pb, Cu) fluxes into the Gironde Estuary via its major tributaries. *Science of The Total Environment*, 370(1), 133-146. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.06.011>
- Matte, P., Secretan, Y. et Morin, J. (2018). Reconstruction of tidal discharges in the St. Lawrence Fluvial Estuary: the method of cubature revisited. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 123(8), 5500-5524. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2018JC013834>
- McIver, R., Cullain, N., Schmidt, A. L. et Lotze, H. K. (2019). Linking eutrophication indicators in eelgrass habitats to nitrogen loading and mitigating site characteristics in eastern New Brunswick, Canada. *Marine Environmental Research*, 144, 141-153. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.11.013>
- McIver, R., Milewski, I. et Lotze, H. K. (2015). Land use and nitrogen loading in seven estuaries along the southern Gulf of St. Lawrence, Canada. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 165, 137-148. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.08.011>

- McQuatters-Gollop, A., Gilbert, A. J., Mee, L. D., Vermaat, J. E., Artioli, Y., Humborg, C. et Wulff, F. (2009). How well do ecosystem indicators communicate the effects of anthropogenic eutrophication? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82(4), 583-596. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.02.017>
- Mee, L. (2006). Reviving Dead Zones. *Scientific American*, 295(5), 78-85. <http://www.jstor.org/stable/26069042>
- Menesguen, A. (1992). Les problèmes d'eutrophisation littorale et leur modélisation. *Hydroécologie Appliquée*, 4(2), 55-77.
- Modig, H. et Ólafsson, E. (1998). Responses of Baltic benthic invertebrates to hypoxic events. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 229(1), 133-148. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(98\)00043-4](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0022-0981(98)00043-4)
- Ngoile, M. A. K. et Horrill, C. J. (1993). Coastal ecosystems, productivity and ecosystem protection: Coastal ecosystem management. *Ambio*, 22(7), 461-467.
- Niemi, G. J. et McDonald, M. E. (2004). Application of ecological indicators. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 89-111. <http://www.jstor.org/stable/30034111>
- Oguz, T. et Gilbert, D. (2007). Abrupt transitions of the top-down controlled Black Sea pelagic ecosystem during 1960–2000: Evidence for regime-shifts under strong fishery exploitation and nutrient enrichment modulated by climate-induced variations. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 54(2), 220-242. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.dsr.2006.09.010>
- OSPAR. (2013). Common Procedure for the Identification of the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area. *OSPAR commission, Protecting and conserving the North-East Atlantic and its resources, 2013-8*, 66.
- Paerl, H. W., Valdes, L. M., Pinckney, J. L., Piehler, M. F., Dyble, J. et Moisander, P. H. (2003). Phytoplankton photopigments as indicators of estuarine and coastal eutrophication. *BioScience*, 53(10), 953-964. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0953:Ppaioe\]2.0.Co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0953:Ppaioe]2.0.Co;2)

- Passy, P., Le Gendre, R., Garnier, J., Cugier, P., Callens, J., Paris, F., Billen, G., Riou, P. et Romero, E. (2016). Eutrophication modelling chain for improved management strategies to prevent algal blooms in the Bay of Seine. *Marine ecology progress series*, 543, 107-125. <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v543/p107-125/>
- Pedersen, M. F. et Borum, J. (1996). Nutrient control of algal growth in estuarine waters. Nutrient limitation and the importance of nitrogen requirements and nitrogen storage among phytoplankton and species of macroalgae. *Marine ecology progress series*, 142, 261-272. <https://doi.org/10.3354/meps142261>
- Pérez-Ruzafa, A., Campillo, S., Fernández-Palacios, J. M., García-Lacunza, A., García-Oliva, M., Ibañez, H., Navarro-Martínez, P. C., Pérez-Marcos, M., Pérez-Ruzafa, I. M., Quispe-Becerra, J. I., Sala-Mirete, A., Sánchez, O. et Marcos, C. (2019). Long-term dynamic in nutrients, chlorophyll a, and water quality parameters in a coastal lagoon during a process of eutrophication for decades, a sudden break and a relatively rapid recovery [Original Research]. *Frontiers in Marine Science*, 6, 26. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00026>
- Perrot, T., Menesguen, A. et Dumas, F. (2007). Ecological modelling of Ulva mass blooms on the Brittany coasts. *La Houille Blanche*, 93(5), 49-55. <https://doi.org/10.1051/lhb:2007059>
- Pinay, G., Gascuel, C., Ménesguen, A., Souchon, Y., Le Moal, M., Levain, A., Etrillard, C., Moatar, Pannard, A. et Souchu, P. (2017). *L'eutrophisation: manifestations, causes, conséquences et prédictibilité*. Synthèse de l'Expertise scientifique collective CNRS - Ifremer - INRA - Irstea, Paris, France. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02443416>
- Plourde, S., Joly, P., Runge, J. A., Zakardjian, B. et Dodson, J. J. (2001). Life cycle of *Calanus finmarchicus* in the lower St. Lawrence Estuary: the imprint of circulation and late timing of the spring phytoplankton bloom. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(4), 647-658. <https://doi.org/10.1139/f01-006>
- Poulin, P., Pelletier, É., Koutitonski, V. G. et Neumeier, U. (2009). Seasonal nutrient fluxes variability of northern salt marshes: examples from the lower St. Lawrence

- Estuary. *Wetlands Ecology and Management*, 17(6), 655-673.
<https://doi.org/10.1007/s11273-009-9141-y>
- R.Core.Team. (2022). R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*. <https://www.R-project.org>
- Ratmaya, W., Soudant, D., Salmon-Monviola, J., Plus, M., Cochenec-Laureau, N., Goubert, E., Andrieux-Loyer, F., Barillé, L. et Souchu, P. (2019). Reduced phosphorus loads from the Loire and Vilaine rivers were accompanied by increasing eutrophication in the Vilaine Bay (south Brittany, France). *Biogeosciences*, 16(6), 1361-1380. <https://doi.org/10.5194/bg-16-1361-2019>
- Riaux-Gobin, C. et Klein, B. (1993). Microphytobenthic biomass measurement using HPLC and conventional pigment analysis. Dans P.F. Kemp, B.F. Sherr, E.B. Sherr et J. J. Cole (dir.), *Handbook of Methods in Aquatic Microbial Ecology* (p. 369-376). Lewis Publishers.
- Romero, E., Garnier, J., Lassaletta, L., Billen, G., Le Gendre, R., Riou, P. et Cugier, P. (2013). Large-scale patterns of river inputs in southwestern Europe: seasonal and interannual variations and potential eutrophication effects at the coastal zone. *Biogeochemistry*, 113(1), 481-505. <https://doi.org/10.1007/s10533-012-9778-0>
- Ryan, S. A., Roff, J. C. et Yeats, P. A. (2008). Development and application of seasonal indices of coastal-zone eutrophication. *ICES Journal of Marine Science*, 65(8), 1469-1474. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsn121>
- Savenkoff, C., Gagne, J. A., Gilbert, M., Castonguay, M., Chabot, D., Chasse, J., Comtois, S., Dutil, J.-D., Galbraith, P. S., Gosselin, J.-F., Gregoire, F., Larocque, R., Larouche, P., Lavoie, D., Lebeuf, M., Lesage, V., Maps, F., McQuinn, I. H., Mosnier, A., Nozeres, C., Ouellet, P., Plourde, S., Sainte-Marie, B., Savard, L., Scarratt, M. et Starr, M. (2017). Le concept d'approche écosystémique appliqué à l'estuaire maritime du Saint-Laurent (Canada). *Environmental Reviews*, 25(1), 26-96.

- Smetacek, V. et Zingone, A. (2013). Green and golden seaweed tides on the rise. *Nature*, 504(7478), 84-88. <https://doi.org/10.1038/nature12860>
- Thibodeau, B., de Vernal, A. et Mucci, A. (2006). Recent eutrophication and consequent hypoxia in the bottom waters of the Lower St. Lawrence Estuary: Micropaleontological and geochemical evidence. *Marine Geology*, 231(1), 37-50. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.margeo.2006.05.010>
- Thibodeau, B., Lehmann, M. F., Kowarzyk, J., Mucci, A., Gélinas, Y., Gilbert, D., Maranger, R. et Alkhatib, M. (2010). Benthic nutrient fluxes along the Laurentian Channel: Impacts on the N budget of the St. Lawrence marine system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 90(4), 195-205. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.08.015>
- Tobias, V. D., Williamson, M. F. et Nyman, J. A. (2014). A comparison of the elemental composition of leaf tissue of *Spartina patens* and *Spartina alterniflora* in Louisiana's coastal marshes. *Journal of Plant Nutrition*, 37(8), 1327-1344. <https://doi.org/10.1080/01904167.2014.881871>
- Tommi-Morin, G., Deschamps, C. E., Dubé, J., Buffin-Bélanger, T. et Chaillou, G. (2022). Projet d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines - Kamouraska - Rivière-Du-Loup - Témiscouata. *Dépôt préliminaire au MELCC*, 175.
- Valiela, I., Collins, G., Kremer, J., Lajtha, K., Geist, M., Seely, B., Brawley, J. et Sham, C. H. (1997). Nitrogen loading from coastal watersheds to receiving estuaries : new method and application. *Ecological Applications*, 7(2), 358-380. [https://doi.org/https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007\[0358:NLFCWT\]2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[0358:NLFCWT]2.0.CO;2)
- Valiela, I., Geist, M., McClelland, J. et Tomasky, G. (2000). Nitrogen loading from watersheds to estuaries: Verification of the Waquoit Bay Nitrogen Loading Model. *Biogeochemistry*, 49(3), 277-293. <https://doi.org/10.1023/A:1006345024374>

- Vaquer-Sunyer, R. et Duarte, C. M. (2008). Thresholds of hypoxia for marine biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(40), 15452-15457. <https://doi.org/doi:10.1073/pnas.0803833105>
- Wang, B., Xin, M., Wei, Q. et Xie, L. (2018). A historical overview of coastal eutrophication in the China Seas. *Marine pollution bulletin*, 136, 394-400. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.044>
- Ye, N., Zhang, X., Mao, Y., Liang, C., Xu, D., Zou, J., Zhuang, Z. et Wang, Q. (2011). 'Green tides' are overwhelming the coastline of our blue planet: taking the world's largest example. *Ecological Research*, 26(3), 477. <https://doi.org/10.1007/s11284-011-0821-8>
- Yentsch, C. S. et Menzel, D. W. (1963). A method for the determination of phytoplankton chlorophyll and phaeophytin by fluorescence. *Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts*, 10(3), 221-231. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0011-7471\(63\)90358-9](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0011-7471(63)90358-9)
- Zhang, J., Gilbert, D., Gooday, A. J., Levin, L., Naqvi, S. W. A., Middelburg, J. J., Scranton, M., Ekau, W., Peña, A., Dewitte, B., Oguz, T., Monteiro, P. M. S., Urban, E., Rabalais, N. N., Ittekkot, V., Kemp, W. M., Ulloa, O., Elmgren, R., Escobar-Briones, E. et Van der Plas, A. K. (2010). Natural and human-induced hypoxia and consequences for coastal areas: synthesis and future development. *Biogeosciences*, 7(5), 1443-1467. <https://doi.org/10.5194/bg-7-1443-2010>
- Zhao, Y. J., Qing, H., Zhao, C. J., Zhou, C. F., Zhang, W. G., Xiao, Y. et An, S. Q. (2010). Phenotypic plasticity of *Spartina alterniflora* and *Phragmites australis* in response to nitrogen addition and intraspecific competition. *Hydrobiologia*, 637(1), 143-155. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9992-5>

