

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

INFLUENCE DE L'AGRICULTURE ET DE L'HYDROLOGIE SUR LA COMPOSITION
DE LA MATIÈRE ORGANIQUE DISSOUE EN PLAINE D'INONDATION TEMPÉRÉE

MÉMOIRE PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE DE LA
MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR
MATHIEU MICHAUD

MAI 2023

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire, de cette thèse ou de cet essai a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire, de sa thèse ou de son essai.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire, cette thèse ou cet essai. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire, de cette thèse et de son essai requiert son autorisation.



Remerciements

Officiellement, mon parcours en biologie a débuté à l'automne 2017 alors que j'amorçais un baccalauréat en sciences biologiques et écologiques à l'Université du Québec à Trois-Rivières (UQTR), mais ma passion pour la biologie aquatique a débuté bien avant. J'ai été initié à la pêche dès mon enfance par mon père et ce lien fort avec la nature ne m'a jamais quitté. Je crois fortement que ma volonté de préserver et d'admirer l'environnement vient des nombreuses heures en bateau passées avec lui à contempler l'immensité du lac Témiscouata. J'ai rapidement compris l'importance qu'occupent les paysages naturels québécois dans notre sentiment d'appartenance avec la nature et dans notre façon de transmettre nos connaissances aux prochaines générations.

Premièrement, j'aimerais remercier mon directeur de recherche François Guillemette de m'avoir accueilli dans son laboratoire. Tu m'as donné l'opportunité de développer un projet de recherche stimulant et à la hauteur de mes intérêts en écologie aquatique. Tu m'as rapidement attribué plusieurs responsabilités dans ton laboratoire comme la prise en charge des campagnes d'échantillonnage sur le terrain et dans les analyses en laboratoire pour le volet qualité de l'eau de la plaine d'inondation et je te remercie pour ta confiance. Tu m'as aussi donné la chance de participer à deux missions de recherche dans l'estuaire du Saint-Laurent à bord du *Lampsilis* et cela reste à ce jour une de mes plus belles expériences universitaires. Heureusement, notre parcours ensemble se prolonge quelque peu, mais malgré mon départ de l'UQTR, sache que notre amitié et notre partenariat en biologie se poursuivront.

Deuxièmement, j'aimerais donner mes remerciements à Gilbert Cabana pour sa participation dans chacune des étapes de la réalisation de ce projet de maîtrise. Tu n'as jamais hésité à me faire confiance dans la rédaction des rapports synthèses pour le MELCCFP et pour t'assister dans le cadre d'un cours au premier cycle. Ces moments passés ensemble ont été très formateurs pour moi et seront essentiels pour ma future carrière de biologiste. Je remercie aussi les deux autres membres de mon comité Stéphane Campeau et Aubert Michaud pour la transmission de vos expertises dans l'élaboration de mon projet de recherche. Merci à Daphney Dubé-Richard et son équipe qui ont réalisé l'échantillonnage des tributaires de la plaine d'inondation.

Un énorme merci à mes nombreux collègues du laboratoire MicrEAU qui m'ont assisté de près et de loin dans les sorties terrain et pour leurs nombreuses heures passées au laboratoire. Votre aide a été nécessaire étant donné les difficultés et les défis que représente l'échantillonnage en plaine inondable.

J'aimerais compléter en dédiant quelques mots à ma famille et à ma partenaire de vie. Votre support et vos encouragements tout au long de mon parcours au cycle supérieur sont plus qu'à apprécier et je vous en serai toujours reconnaissant.

Mes quatre années dans le laboratoire MicrEAU se résument à quatre saisons d'échantillonnage dans la zone littorale du lac Saint-Pierre, à de nombreuses heures d'analyse, à la rédaction de protocoles scientifiques menant à la formation d'étudiants sur différentes méthodes en laboratoire, à l'opportunité d'être assistant d'enseignement, mais surtout à la rencontre de chercheurs et d'étudiants dévoués et inspirants du RIVE.

Préface

Ce projet de maîtrise a pris forme lors de l'établissement des différents sujets de recherche de l'axe environnement et faune administrés par le Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre. Le principal mandat du Pôle était de développer des connaissances sur les nombreuses composantes écologiques de l'écosystème de la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre. Cette approche visait à proposer de nouvelles stratégies d'aménagement du territoire ayant comme objectif la mise en place d'une agriculture durable, adaptée à la réalité des agriculteurs et en accord avec les efforts de restauration des milieux naturels de la zone littorale. L'établissement du Pôle a été financé par le gouvernement du Québec, plus spécifiquement par deux ministères provinciaux, soit le MAPAQ et le MELCCFP. Ce projet de maîtrise a été élaboré par le laboratoire en microbiologie environnementale de François Guillemette (directeur) et le laboratoire en limnologie de Gilbert Cabana (codirecteur). Ce partenariat a permis d'obtenir un financement supplémentaire par le groupe de recherche interuniversitaire en limnologie (GRIL). Au total, cette étude aura contribué à quatre campagnes d'échantillonnage dont deux se sont déroulés dans la plaine d'inondation (2019 et 2022) et deux dans le littoral du lac Saint-Pierre en raison de faibles crues printanières (2020 et 2021).

Résumé

Le premier chapitre introduit la problématique entourant la caractérisation de la matière organique dissoute (MOD) en prenant en considération les composantes hydrologiques du lac Saint-Pierre (LSP) et de sa plaine d'inondation. Étant donné l'importante superficie que couvre l'agriculture au LSP, il semblait prioritaire de développer un projet avec une approche centrée sur l'utilisation des terres et sur le rôle de ces différents sols sur la dynamique de la MOD. Cette connaissance de l'hétérogénéité du paysage dans le littoral et de l'ampleur des crues printanières au LSP a permis de former des objectifs basés sur : (1) le rôle de l'utilisation du territoire sur la concentration, la composition et la biodégradabilité de la MOD (2) l'apport de matière organique des tributaires du LSP pour la plaine et (3) les variations temporelles des conditions hydrologiques lors d'une saison d'inondation.

Le deuxième chapitre survole les connaissances existantes sur la MOD dans la littérature et de son interaction avec les modifications anthropiques apportées au territoire riverain d'un cours d'eau. Les différents sujets traités dans cette section du mémoire portent sur l'origine de la MOD présente dans l'environnement aquatique, sur les techniques couramment employées pour caractériser la composition chimique de la MOD, sur le rôle que joue l'agriculture et les milieux naturels dans la concentration, la composition et la biodisponibilité de la MOD et finalement sur la considération des facteurs hydrologiques dans la dynamique de la MOD en milieu aquatique.

Le troisième chapitre constitue l'article scientifique découlant des méthodes réalisées au cours du projet de recherche, des résultats obtenus et de leurs interprétations en fonction des connaissances existantes sur les pressions qu'exerce l'agriculture sur la MOD à l'échelle du littoral. En résumé, la région de la plaine d'inondation du LSP a fait face à des impacts anthropiques grandissants dans les dernières décennies alors que sa matrice paysagère a été progressivement dominée par l'agriculture au détriment des milieux naturels. Ces modifications apportées au territoire pourraient modifier la composition et le transport de la MOD vers le milieu aquatique. Cette étude s'est penchée sur la concentration, la composition et la biodégradabilité de la MOD présente dans l'eau le long d'un gradient de naturalité allant des cultures agricoles, aux prairies et aux forêts naturelles. De plus, l'eau de 11 tributaires a été récoltée dans le but d'obtenir un aperçu de la qualité de l'eau qui envahit la plaine lors de la crue printanière.

Ces échantillons d'eau ont été analysés afin de déterminer leurs concentrations en carbone organique dissous (COD), leurs caractéristiques optiques en fluorescence et en absorbance (modélisation PARAFAC) ainsi que la biodégradabilité du carbone organique dissous (BDOC) par les communautés bactériennes. La MOD issue des milieux agricoles présentait un plus haut taux de matière organique protéique, labile et aliphatique. Cette MOD étant fraîchement produite par le milieu aquatique peut être attribuée aux activités bactériennes. D'un autre côté, la MOD des milieux naturels était associée à des composés humiques, aromatiques et plus récalcitrants à la biodégradation représentant une matière dérivant davantage des milieux terrestres. De plus, nous avons observé une différence de concentration et de composition entre la MOD des tributaires et celle des sites agricoles. Dans l'ensemble, nos résultats suggèrent que les propriétés chimiques des sols agricoles influencent la composition de la MOD à l'échelle locale et que celle-ci n'est pas simplement constituée d'un mélange homogène provenant des masses d'eau contributives de la plaine (tributaires) en période de crue. Finalement, les différences de concentrations et de la composition de la MOD entre le début et la fin de l'inondation témoignent du dynamisme hydrologique de la plaine et de l'effet du temps de résidence de l'eau sur les propriétés spectrales de la MOD retrouvée dans le milieu aquatique.

Le quatrième chapitre dresse un portrait de la qualité de l'eau de la plaine d'inondation du LSP, évalue la signature agricole de la MOD transportée par trois petits tributaires du bassin versant à Baie-du-Febvre et discute des possibilités d'aménagement du territoire ayant des bénéfices écosystémiques pour les habitats situés dans le littoral du LSP. Ce chapitre présente de nombreux résultats tels que : (1) l'augmentation des concentrations en nutriments (azote et phosphore) pour les sites agricoles comparativement aux sites naturels (2) la diminution de la turbidité entre la phase initiale et la phase finale de l'inondation indiquant son étroite dépendance avec les conditions hydrologiques de la plaine (3) la variation de la turbidité en fonction du secteur d'échantillonnage illustrant un contrôle de l'occupation des sols dans le bassin versant (4) la signature protéique et microbienne typique des milieux agricoles pour la MOD transportée par les ruisseaux agricoles (5) la diminution des concentrations en COD dans les ruisseaux agricoles par rapport aux concentrations observées dans les sites du gradient de naturalité. Finalement, en référence aux résultats présentés, les efforts d'aménagement devraient se concentrer sur la préservation des prairies naturelles et sur l'établissement de nouvelles prairies et de leur maintien dans le temps.

Le cinquième chapitre fait un retour sur les différents objectifs qui ont façonné ce projet de recherche en présentant les principaux résultats obtenus lors des deux campagnes d'échantillonnage dans la plaine d'inondation du LSP. Cette section revient sur de nombreux sujets tels que l'influence de l'utilisation des terres sur la concentration, la composition et la biodégradabilité de la MOD, la signature typique de la MOD des tributaires et des ruisseaux agricoles, le rôle des phases de l'inondation sur la dynamique de la MOD et finalement l'évaluation des concentrations en nutriments et de la turbidité de la plaine. Par la suite, ce chapitre enchaîne avec une conclusion générale qui met en commun les résultats, leurs interprétations ainsi que leurs contributions potentielles dans un nouveau plan de gestion du littoral ayant des impacts positifs sur les habitats riverains du LSP. Pour conclure, ce chapitre discute de l'importance d'inclure une variété d'habitats à différentes échelles hydrologiques afin de mieux comprendre les rôles du carbone dans le fonctionnement des écosystèmes riverains du LSP. Le LSP est un écosystème complexe et il semble nécessaire de développer un suivi serré dans le temps et pluriannuel intégrant la zone transitoire entre le LSP et la plaine, l'utilisation des terres de la plaine d'inondation et les intrants du bassin versant.

Mots-clés : Matière organique dissoute, lac Saint-Pierre, plaine d'inondation, utilisation des terres, gradient de naturalité, tributaires, agriculture, caractéristiques spectrales, modélisation PARAFAC, biodégradabilité.

Table des matières

Remerciements	iii
Préface.....	v
Résumé.....	vi
Listes des Figures et Tableau	ix
Listes des Abréviations et des Acronymes	ix
Chapitre 1	
Matière Organique Dissoute et Hydrologie.....	1
1.1 Introduction de la Problématique	1
1.2 Objectifs et Hypothèses.....	3
1.3 Références	5
Chapitre 2	
Revue de la Littérature.....	7
2.1 Matière Organique Dissoute.....	7
2.2 Origine de la MOD.....	9
2.2.1 Sources allochtones	9
2.2.2 Sources autochtones	12
2.3 Traceurs Optiques de la MOD.....	13
2.4 Composition et Concentration de la MOD.....	18
2.4.1 Sources.....	18
2.4.2 Occupation des Sols.....	20
2.5 Biodisponibilité du COD.....	24
2.5.1 Bioindicateurs	24
2.5.2 Occupation des Sols et Biodisponibilité	26
2.6 Dynamique Spatiale et Temporelle	29
2.6.1 Contrôles Biologiques et Hydrologiques.....	29
2.6.2 Occupation des Sols et Facteurs Hydrologiques	30
2.7 Références	33

Chapitre 3

L'agriculture modifie la composition et la biodégradabilité de la matière organique dissoute en plaine d'inondation tempérée.....	42
Résumé.....	43
3.1 Introduction	44
3.2 Matériels et Méthodes	46
3.2.1 Zone d'étude	46
3.2.2 Gradient de naturalité et plan d'échantillonnage.....	48
3.2.3 Échantillonnage de l'eau et entreposage	50
3.2.4 Analyses du COD	50
3.2.5 Biodégradabilité du COD	50
3.2.6 Caractérisation spectrophotométrique de la MOD	51
3.2.7 Matrices d'excitation et d'émission de la fluorescence de la MOD.....	51
3.2.8 Modélisation en facteur parallèle (PARAFAC)	53
3.2.9 Analyses statistiques.....	54
3.3 Résultats	55
3.3.1 Teneurs en COD de la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre et de ses tributaires.....	55
3.3.2 Utilisation des caractéristiques spectrales de la MOD pour déterminer son origine et sa composition moléculaire.....	56
3.3.3 Contribution des composantes du modèle PARAFAC comme indicateur de l'origine et de la composition de la MOD	59
3.3.4 Comparaison entre les sources de MOD relarguées par les sols de la plaine et celles transportées depuis les tributaires du LSP.....	60
3.3.5 Variabilité temporelle de la concentration et de la composition de la MOD dans la plaine d'inondation	62
3.3.6 Biodégradabilité du COD selon le gradient de naturalité et de la période d'inondation.....	65
3.4 Discussion	67
3.4.1 L'Utilisation des terres module l'origine et la composition de la MOD en plaine inondable	67
3.4.2 Tendances temporelles et spatiales de la composition de la MOD selon les phases de l'inondation	70
3.4.3 Régulation de la biodégradabilité de la MOD par sa composition moléculaire et les conditions hydrologiques de la plaine d'inondation	72

3.5	Conclusion.....	73
3.6	Remerciements	74
3.7	Figures supplémentaires	75
3.8	Références	79

Chapitre 4

Évaluation de la qualité de l'eau de la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre et de la contribution des ruisseaux agricoles s'écoulant du bassin versant dans le transport de matière organique dissoute

84

4.1	Introduction	84
4.2	Matériels et méthodes.....	85
	4.2.1 Qualité de l'eau de la plaine d'inondation.....	85
	4.2.2 Transport de MOD du bassin versant	86
4.3	Résultats	88
	4.3.1 Qualité de l'eau de la plaine d'inondation.....	88
	4.3.2 Transport de MOD du bassin versant	92
4.4	Discussion	93
	4.4.1 Implications pour l'aménagement de la zone littorale.....	93
	4.4.2 Influences du secteur d'échantillonnage et des ruisseaux agricoles sur la turbidité de la plaine d'inondation.....	93
4.5	Figures supplémentaires	95
4.6	Références	97

Chapitre 5

Conclusions et Recommandations

99

5.1	Retour sur les principaux résultats du projet de recherche.....	99
5.2	Conclusion générale	100
5.3	Perspectives pour le suivi de la plaine d'inondation	102
5.4	Références	104

Listes des Figures et Tableau

Figure	Page
2.1	Matrices d'excitation et d'émission illustrant la position des principaux pics d'intensité de la fluorescence..... 14
2.2	Représentation tridimensionnelle de plusieurs matrices d'excitation et d'émission ainsi que leur décomposition en cinq composantes 17
2.3	Analyse en composantes principales regroupant les scores de la contribution des cinq composantes du modèle PARAFAC pour l'ensemble des échantillons de MOD issue de différentes sources..... 19
2.4	(A) Analyse en composantes principales illustrant les indices optiques (FI, HIX, β/α) et les sept composantes du modèle PARAFAC pour les échantillons provenant de trois types de bassins versants..... 21
2.5	Analyse en composantes principales illustrant les indices optiques et les sept composantes du modèle PARAFAC pour les 33 cours d'eau provenant de bassins versants agricoles, forestiers et urbains 23
2.6	Régression linéaire illustrant les relations entre le pourcentage de biodégradabilité du carbone organique dissous (% BDOC) et (A) la contribution d'une composante humique omniprésente en milieux terrestres naturels (% F_{MAX}) (B) la contribution des composantes protéiques tryptophane et tyrosine (% F_{MAX}) (C) <i>l'humification index</i> (HIX) et (D) l'indice aromatique ($SUVA_{254}$) de plusieurs cours d'eau urbains et forestiers 26
2.7	Influence du recouvrement agricole dans le bassin versant d'un cours d'eau sur le pourcentage de biodégradabilité du carbone organique dissous..... 27
3.1	Localisation des secteurs d'échantillonnage aquatique situés dans la zone d'inondation de récurrence 0 à 2 ans du lac Saint-Pierre (plaine d'inondation)..... 47
3.2	Influence de l'utilisation des terres (gradient de naturalité, 2019 et 2022) et des tributaires (2019) dans la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre sur les concentrations en COD ($mg\ L^{-1}$) en fonction des deux phases (initiale et finale) de la crue printanière 56
3.3	Influence de l'utilisation des terres (gradient de naturalité, 2019 et 2022) et des tributaires (2019) dans la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre sur les valeurs des indices de la fluorescence et de l'absorbance en fonction des deux phases (initiale et finale) de la crue printanière 58

3.4	Influence de l'utilisation des terres (gradient de naturalité, 2019 et 2022) et des tributaires (2019) dans la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre sur la contribution des 5 composantes du modèle PARAFAC (% F _{MAX}) en fonction des deux phases (initiale et finale) de la crue printanière	59
3.5	Analyse en composante principale représentant un gradient de complexité moléculaire de la MOD à partir de la répartition des indices de la fluorescence et de l'absorbance ainsi que les 5 composantes du modèle PARAFAC pour l'ensemble des sites de la phase finale (2019 et 2022) appartenant au gradient de naturalité et aux tributaires de la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre.....	62
3.6	Variabilité temporelle (Jours) dans la proportion de la fluorescence émise (% F _{MAX}) par les 5 composantes du modèle PARAFAC selon trois sites du gradient de naturalité de la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre (Conv, Np et Fn) et d'un tributaire (rivière Saint-François).....	64
3.7	Pourcentage de biodégradabilité du COD estimé à partir de données de respiration bactérienne (incubation de sept jours) selon l'utilisation des terres (gradient de naturalité, 2019 et 2022) et les deux phases (initiale et finale) de la crue printanière	65
3.8	Modèles linéaires illustrant la relation entre le pourcentage de biodégradabilité du carbone organique dissous (BDOC (%)) et (A) la température de l'eau (°C); (B) la contribution de la composante C1 (% F _{MAX}); (C) la contribution de la composante C3 (% F _{MAX}); (D) la contribution des composantes protéiques (C4 et C5) (% F _{MAX}); (E) HIX (humification index); (F) SUVA ₂₅₄ (aromaticité, L mg ⁻¹ m ⁻¹); selon les deux phases (initiale et finale) de la crue printanière.....	66
S1	Analyse en composante principale représentant un gradient de complexité moléculaire de la MOD à partir de la répartition des indices de la fluorescence et de l'absorbance ainsi que les 5 composantes du modèle PARAFAC pour l'ensemble des sites de la phase finale (2019 et 2022) appartenant au gradient de naturalité et aux tributaires de la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre.....	75
S2	Analyse en composante principale représentant un gradient de complexité moléculaire de la MOD à partir de la répartition des indices de la fluorescence et de l'absorbance ainsi que les 5 composantes du modèle PARAFAC pour l'ensemble des sites de la phase initiale (2019 et 2022) appartenant au gradient de naturalité et aux tributaires de la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre.....	76
S3	Influence de l'utilisation des terres (gradient de naturalité) dans la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre sur les teneurs en nutriments de l'eau en fonction des deux phases (initiale et finale) de la crue printanière	77
S4	(A) Spectres d'émission et d'excitation des 5 composantes du modèle PARAFAC ainsi (B) que la validation du modèle par la méthode split-half validation	78
4.1	Localisation des sites d'échantillonnage des ruisseaux agricoles dans le secteur de Baie-du-Febvre.....	87

4.2	Influence de l'utilisation des terres (gradient de naturalité) dans la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre sur les variables de la qualité de l'eau en fonction des deux phases (initiale et finale) de la crue printanière	88
4.3	Comparaison entre les apports de MOD provenant des ruisseaux agricoles s'écoulant du bassin versant de Baie-du-Febvre et les différents types d'utilisation des terres (gradient de naturalité) ainsi que les tributaires majeurs en fonction des deux phases (initiale et finale) de la crue printanière	91
S5	Influence de l'utilisation des terres (gradient de naturalité, 2019 et 2022), des tributaires (2019) et des ruisseaux agricoles (2019) dans la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre sur la contribution des 5 composantes du modèle PARAFAC (% F _{MAX}) en fonction des deux phases (initiale et finale) de la crue printanière.....	95
S6	Influence des secteurs d'échantillonnage de la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre sur la turbidité (FNU) (2022) en fonction des deux phases (initiale et finale) de la crue printanière	96

Tableau**Page**

3.1	Caractéristiques spectrales et interprétation des cinq composantes identifiées par l'analyse en facteur parallèle (PARAFAC) issue des matrices d'excitation et d'émission	54
-----	---	----

Listes des Abréviations et des Acronymes

ACP	<i>Analyse en composantes principales</i>
Amé	<i>Agriculture améliorée</i>
BDOC	<i>Biodégradabilité du carbone organique dissous</i>
CDOM	<i>Matière organique dissoute colorée</i>
COD	<i>Carbone organique dissous</i>
Conv	<i>Agriculture conventionnelle</i>
FDOM	<i>Matière organique dissoute fluorescente</i>
FI	<i>Fluorescence index</i>
Fn	<i>Forêt naturelle</i>
FRESH	<i>Freshness index</i>
HIX	<i>Humification index</i>
LSP	<i>Lac Saint-Pierre</i>
MOD	<i>Matière organique dissoute</i>
Moy	Moyenne
Np	<i>Nouvelle prairie</i>
PARAFAC	<i>Analyse en facteur parallèle</i>
Pn	<i>Prairie naturelle</i>
Sr	<i>Slope ratio index</i>
Tri	<i>Tributaire</i>
Vp	<i>Vieille prairie</i>

Chapitre 1

Matière Organique Dissoute et Hydrologie

1.1 Introduction de la Problématique

La matière organique dissoute (MOD) est omniprésente dans les systèmes aquatiques et représente un ensemble complexe de molécules comprenant une variété de structures, de conditions de solubilité et de réactivité dans l'environnement (Aiken, 2014; Hudson et al., 2007). Cette MOD joue de nombreux rôles pour le fonctionnement des écosystèmes aquatiques. En effet, la MOD d'origine terrestre représente la plus importante source de carbone transférée vers les écosystèmes aquatiques et fournit une source d'énergie considérable pour les réseaux trophiques aquatiques (Battin et al., 2009; Graeber et al., 2012). Les sources de MOD transportées vers les cours d'eau peuvent donc soutenir la respiration bactérienne et réguler la productivité primaire et du même coup influencer la quantité de CO₂ exportée vers l'atmosphère, introduite dans les sédiments et transportée vers les océans (Battin et al., 2009; Cole et al., 2007).

La composition de la MOD présente dans les écosystèmes d'eau douce est étroitement reliée aux apports de matière organique provenant du bassin versant. Ce transport de matière organique est modulé par les caractéristiques du bassin versant comme la perméabilité et le taux d'humidité des sols, la pente, la taille du bassin versant et les facteurs hydrologiques et climatiques (Frost et al., 2006; Mulholland, 2003; Shang et al., 2018). Le drainage des terres et le travail intensif des sols provenant des pratiques agricoles ont la possibilité d'altérer les facteurs hydrologiques et par la même occasion influencer la composition de la MOD exportée vers le cours d'eau et vers le réseau trophique aquatique (Graeber et al., 2012). L'absence marquée de milieux naturels dans les bassins versants peut modifier la qualité de la MOD exportée au milieu aquatique et augmenter sa biodisponibilité pour les communautés bactériennes (Williams et al., 2010; Wilson et Xenopoulos, 2009). En effet, les sources labiles de MOD associées aux milieux anthropisés sont plus susceptibles d'être métabolisées par les communautés bactériennes et être introduites à la base du réseau trophique limitant ainsi son transport vers l'aval du cours d'eau (Hosen et al., 2014). Malgré la connaissance des modifications apportées aux paysages littoraux,

les conséquences de ces changements sur la composition et sur le transport de la MOD en contexte de plaine inondable restent à être établies.

De manière générale, les conditions hydrologiques associées aux plaines d'inondation génèrent une forte connectivité avec le milieu terrestre. Cette connectivité hydrologique facilite le transport de la matière organique dissoute vers le milieu aquatique (Covino, 2017; Tockner et al., 1999). Par ailleurs, les particularités hydrologiques et géographiques associées au lac Saint-Pierre (LSP) mènent à la formation d'une plaine inondable lors des crues printanières. La récurrence et l'intensité à laquelle la plaine d'inondation est soumise sont modulées par la décharge en eaux des différents tributaires du LSP. De plus, la variation de ces composantes hydrologiques est étroitement régulée par les conditions climatiques annuelles (TCRLSP, 2019). Ce dynamisme hydrologique a favorisé une grande diversité d'habitats naturels ainsi qu'à la mise en place de sols fertiles pour l'établissement de l'agriculture (Bourgeois et al., 2019). Cependant, les pratiques culturales implantées dans la zone littorale du LPS ne sont pas adaptés aux particularités hydrologiques associées aux plaines inondables. Ce phénomène peut engendrer de nombreux enjeux au niveau de la qualité de l'eau, alors que le travail intensif des sols et leur mise à nu transportent une quantité importante de sédiments, d'éléments nutritifs et de pesticides vers le fleuve Saint-Laurent (TCRLSP, 2019). Dans un contexte littoral où les milieux naturels et les cultures pérennes ont été progressivement transformés en cultures annuelles (Dauphin et Jobin, 2016), la modification de l'occupation du territoire entourant la plaine d'inondation pourrait entraîner des répercussions sur la concentration, la composition et la biodisponibilité de la MOD. Ce phénomène pourrait venir limiter la quantité et la qualité du carbone organique dissous (COD) transporté vers le fleuve Saint-Laurent lors de la vidange de la plaine. La compréhension du rôle des sols agricoles sur la composition et sur le transport de la MOD en prenant en considération la complexité des facteurs hydrologiques associés aux plaines d'inondation semble être un enjeu majeur. L'acquisition de ces connaissances permettra de mesurer les impacts de l'utilisation du territoire sur le sort de la MOD à l'échelle de la plaine d'inondation du LSP. Par conséquent, les efforts déployés par ce projet de recherche seront un ajout intéressant pour le développement d'un aménagement de la zone littorale améliorant l'intégrité écologique de l'écosystème du LSP.

1.2 Objectifs et Hypothèses

Le premier objectif de recherche est d'examiner l'influence de l'utilisation des terres sur la concentration, la composition et la biodisponibilité de la MOD le long d'un gradient de naturalité dans la plaine d'inondation du LSP. Le gradient de naturalité sélectionné pour ce projet permet de mieux discerner les effets de l'agriculture sur la composition de la MOD en effectuant une comparaison avec des milieux non perturbés (prairies et forêts naturelles). La variation observée au niveau de la composition de la MOD pourra être mesurée en analysant les propriétés optiques (fluorescence et absorbance) de la MOD des échantillons d'eau récoltés dans la plaine. Une des hypothèses est que le gradient de naturalité amènera une diminution de la complexité moléculaire entre la MOD issue des milieux naturels et de celle associée à l'agriculture. La MOD risque de suivre un gradient allant de composés humiques, aromatiques d'origine terrestre pour les parcelles naturelles vers une MOD protéique, de faible poids moléculaire et issue des activités microbiennes pour les cultures agricoles. Cette variation de la composition de la MOD entraînera des répercussions sur sa biodisponibilité. En effet, l'hypothèse est que les sols agricoles relargueront davantage de composés labiles vers le système aquatique augmentant la biodégradabilité du COD. D'un autre côté, la MOD humique exportée des forêts et des prairies naturelles sera plus récalcitrante pour la consommation bactérienne. Ce phénomène est susceptible d'augmenter le temps de résidence de cette MOD dans l'environnement aquatique de la plaine et de favoriser son transport vers l'aval du fleuve Saint-Laurent lors de la décrue. Les effets de la composition de la MOD sur sa biodisponibilité devront cependant prendre compte de la quantité de COD présents initialement dans le système aquatique. En effet, malgré la signature humique de la MOD en forêts, celles-ci peuvent parfois relarguer de fortes concentrations en COD dans la colonne d'eau. Il sera donc important de prendre en considération non seulement la composition de la MOD, mais aussi sa concentration afin d'obtenir un meilleur aperçu des patrons de biodisponibilité de la MOD.

Le deuxième objectif de recherche est de comparer les sources de MOD relarguées des sols provenant des différents types d'utilisation des terres aux intrants de MOD transportés par les tributaires adjacents à la plaine. Cet objectif est primordial dans le cadre de ce projet, car il permet de distinguer l'influence de l'occupation des sols sur la composition chimique de la MOD relarguée localement vers le milieu aquatique de la plaine. L'hypothèse est qu'au cours de

l'inondation, les types d'utilisation des terres différents par leurs substrats végétaux et par la composition chimique de l'horizon organique de leurs sols dicteront la composition de la MOD relarguée vers la colonne d'eau via les processus de lixiviation. Le mandat de cet objectif est de déterminer si la MOD échantillonnée sur les sites de la plaine d'inondation n'est pas simplement le reflet de la MOD transportée par les tributaires en amont. Une comparaison entre les propriétés optiques de la MOD provenant des différents types d'utilisation des terres et celle issue de l'eau échantillonnée dans les tributaires sera nécessaire afin de répondre à cet objectif.

Le troisième objectif est d'explorer la variabilité temporelle dans la concentration, la composition et la biodisponibilité de la MOD au cours de la crue printanière dans la plaine d'inondation du LSP. Afin de répondre à cet objectif, il est nécessaire de mesurer la concentration, la composition et l'origine de la MOD le plus souvent possible durant la période d'inondation. L'hypothèse principale est que l'hydrologie accentuera les sources terrestres dans la composition de la MOD en début d'inondation alors que le signal microbien de la MOD sera amplifié vers la fin. L'arrivée massive des masses d'eau dans la plaine en provenance du fleuve Saint-Laurent et des tributaires en début de crue entraînera le transport de MOD humique d'origine terrestre. Vers la fin de la saison d'inondation, l'augmentation du temps de résidence de l'eau sur les parcelles de la plaine, la hausse des températures de l'eau ainsi que la vidange de la plaine vers le fleuve occasionneront une augmentation des activités microbiennes et par la même occasion le signal protéique de la MOD. Il est aussi anticipé que l'amplification des activités bactériennes au cours de l'inondation favorise la biodégradation de la MOD. Par ailleurs, il ne serait pas étonnant d'observer l'amplification de ces activités biologiques dans les sols agricoles où les concentrations élevées en nutriments stimuleront les métabolismes bactériens. La variabilité temporelle sera donc à prendre en considération afin d'obtenir un aperçu plus exhaustif de la dynamique de la MOD dans la plaine d'inondation du LSP.

1.3 Références

- Aiken, G. R., (2014). Florescence and Dissolved Organic Matter: A Chemist's Perspective. Dans Coble, P. G., Lead, J., Baker, A., Reynolds, D. M., et Spencer, R. G. (Éd.), *Aquatic organic matter fluorescence* (35-74). New York, États-Unis: Cambridge University Press.
- Battin, T. J., Luysaert, S., Kaplan, L. A., Aufdenkampe, A. K., Richter, A. et Tranvik, L. J. (2009). The boundless carbon cycle. *Nature Geoscience*, 2(9), 598-600. <https://doi.org/10.1038/ngeo618>
- Bourgeois, B., Seguin, P., Proulx, R., Poulin, M., Vaillancourt, M., et Vanasse, A. (2019). Pratiques agroécologiques durables, apport de services écosystémiques et perspectives pour la réhabilitation des plaines inondables cultivées. *Revue de la littérature*. Repéré à http://belsp.uqtr.ca/id/eprint/1475/1/Bourgeois%20et%20al_2019_Rev.litt.complete_A.pdf
- Cole, J. J., Prairie, Y. T., Caraco, N. F., McDowell, W. H., Tranvik, L. J., Striegl, R. G., Duarte, C. M., Kortelainen, P., Downing, J. A., Middelburg, J. J., et Melack, J. (2007). Plumbing the global carbon cycle: integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems*, 10(1), 172-185. <https://doi.org/10.1007/s10021-006-9013-8>
- Covino, T. (2017). Hydrologic connectivity as a framework for understanding biogeochemical flux through watersheds and along fluvial networks. *Geomorphology*, 277, 133-144. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.09.030>
- Dauphin, D. et Jobin, B. (2016). Changements de l'occupation du sol dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre entre les années 1950 et 1997. *Le Naturaliste canadien*, 140(1), 42-52. <https://doi.org/10.7202/1034097ar>
- Frost, P. C., Larson, J. H., Johnston, C. A., Young, K. C., Maurice, P. A., Lamberti, G. A., et Bridgman, S. D. (2006). Landscape predictors of stream dissolved organic matter concentration and physicochemistry in a Lake Superior river watershed. *Aquatic Sciences*, 68(1), 40-51. <https://doi.org/10.1007/s00027-005-0802-5>
- Graeber, D., Gelbrecht, J., Pusch, M. T., Anlanger, C., et von Schiller, D. (2012). Agriculture has changed the amount and composition of dissolved organic matter in Central European headwater streams. *Science of the Total Environment*, 438, 435-446. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.087>
- Hosen, J. D., McDonough, O. T., Febria, C. M., et Palmer, M. A. (2014). Dissolved organic matter quality and bioavailability changes across an urbanization gradient in headwater streams. *Environmental science & technology*, 48(14), 7817-7824. <https://doi.org/10.1021/es501422z>
- Hudson, N., Baker, A., et Reynolds, D. (2007). Fluorescence analysis of dissolved organic matter in natural, waste and polluted waters—a review. *River research and applications*, 23(6), 631-649. <https://doi.org/10.1002/rra.1005>

- Mulholland, P.J., (2003). Large-scale patterns in dissolved organic carbon concentration, flux, and sources. Findlay, S. et Sinsabaugh, R. L (Éd.), *Aquatic Ecosystems: Interactivity of Dissolved Organic Matter*, pp. 139–159. San Diego, California. Academic Press.
- Shang, P., Lu, Y., Du, Y., Jaffé, R., Findlay, R. H., et Wynn, A. (2018). Climatic and watershed controls of dissolved organic matter variation in streams across a gradient of agricultural land use. *Science of the Total Environment*, 612, 1442-1453. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.322>
- Tockner, K., Pennetzdorfer, D., Reiner, N., Schiemer, F., et Ward, J. V. (1999). Hydrological connectivity, and the exchange of organic matter and nutrients in a dynamic river–floodplain system (Danube, Austria). *Freshwater Biology*, 41(3), 521-535. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00399.x>
- TCRLSP. (2019). Cohabitation agriculture-faune en zone littorale au lac Saint-Pierre. Repéré à http://comiteziplsp.org/wordpress/wp-content/uploads/TCR/TCRLSP/PLAN_DE_GESTION_INTEGREE_REGIONAL/3.%20Cohabitation%20agriculture-faune%20-%20Fiche%20synthese%5B2020-02-25%5D.pdf
- Williams, C. J., Yamashita, Y., Wilson, H. F., Jaffé, R. et Xenopoulos, M. A. (2010). Unraveling the role of land use and microbial activity in shaping dissolved organic matter characteristics in stream ecosystems. *Limnology and Oceanography*, 55(3), 1159-1171. <https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.3.1159>
- Wilson, H. F. et Xenopoulos, M. A. (2009). Effects of agricultural land use on the composition of fluvial dissolved organic matter. *Nature Geoscience*, 2(1), 37-41. <https://doi.org/10.1038/ngeo391>

Chapitre 2

Revue de la Littérature

2.1 Matière Organique Dissoute

La production de matière organique dissoute (MOD) dépend des apports constants de la matière organique végétale (plantes vasculaires, feuilles, bois) qui s'ajoute à la surface du sol. Ces apports de nouvelle matière par les écosystèmes terrestres enrichissent les compartiments supérieurs des sols constituant la litière et l'humus. Les processus de décomposition transforment alors la matière organique en composés solubles. L'eau issue des précipitations entre en contact avec les portions du sol riches en matière organique soluble créant ainsi la MOD. La proportion de MOD exportée vers les écosystèmes aquatiques dépend des phénomènes de minéralisation, d'adsorption sur les particules du sol et de sa biodisponibilité pour les communautés bactériennes (Kaiser et Kalbitz, 2012). La MOD correspond à l'ensemble des composés moléculaires sous forme dissoute susceptible de passer au travers un filtre ayant une porosité inférieure à $0.7 \mu\text{m}$ (0.22 à $1.22 \mu\text{m}$) et se situant dans un intervalle de poids moléculaire allant de 100 à $100\,000 \text{ Da}$ (Aitkenhead-Peterson et al., 2003). La MOD est omniprésente dans les systèmes aquatiques et elle est définie comme étant composée d'un ensemble complexe de molécules caractérisé par une variété de structures, de conditions de solubilité et de réactivité. Dans l'environnement aquatique, cette complexité des structures moléculaires peut être séparée en deux grandes classes, soit les substances humiques et protéiques (Aiken, 2014). La présence des substances protéiques est fortement associée aux communautés microbiennes et elles sont reconnues comme étant à la fois un produit biologique de ces communautés et un substrat biodisponible pour celles-ci (Cammack et al., 2004; Elliot et al., 2006). Dans les milieux aquatiques naturels, les acides aminés sont principalement liés à des protéines et les concentrations d'acides aminés libres dans l'eau demeurent très faibles (Cowie et Hedges, 1992; Reynolds, 2003). Les substances humiques constituent un apport considérable de carbone pour les écosystèmes d'eau douce et elles proviennent principalement de la dégradation biologique et chimique de la matière végétale terrestre (Patel-Sorrentino et al., 2004; Stedmon et al., 2003). La lignine, les polyphénols, les tanins et les quinones constituent une part considérable de composés humiques retrouvés dans l'environnement aquatique (Aiken, 2014; Del Vecchio et Blough, 2004). Ces substances humiques

peuvent être réparties en trois catégories en fonction de leur capacité à se solubiliser sous différentes conditions de pH. Les acides humiques sont insolubles en solution aqueuse lorsque le pH est inférieur à deux, mais elles sont présentes sous forme dissoute lorsque le pH est supérieur. Les acides fulviques sont des composés solubles à l'intérieur de toutes les conditions de pH. Finalement, les "humins" ne font pas partie intégrante de la MOD étant donné qu'ils sont insolubles dans l'eau, et ce sous n'importe quelles valeurs de pH (Aiken et al., 1985).

Étant l'une des plus importantes sources de carbone pour les systèmes aquatiques, la MOD est au cœur de nombreux processus écologiques (Findlay et Sinsabaugh, 2003). Par les apports de matière organique dissoute, les milieux terrestres fournissent une source d'énergie essentielle pour les réseaux trophiques aquatiques (Pace et al., 2004). Constituant un rôle clé pour la respiration bactérienne et régulant la productivité primaire du système, la qualité et la quantité de MOD à un effet modulateur sur le cycle du carbone dans les écosystèmes aquatiques (Fuß et al., 2017). Les sources de MOD transportées vers les cours d'eau peuvent donc réguler les fonctions de l'écosystème par les processus microbiens (respiration) et du même coup influencer la quantité de CO₂ exportée vers l'atmosphère, introduite dans les sédiments et transportée vers les océans (Battin et al., 2009; Cole et al., 2007). Par ses capacités d'absorber les rayons lumineux, la MOD influence la profondeur à laquelle la lumière peut pénétrer sous la surface de l'eau ainsi que les propriétés spectrales entrant en contact avec les différents organismes présents dans la colonne d'eau (Fee et al., 1996; Kirk, 2011). Les propriétés optiques de la MOD font en sorte que les rayons UV sont préférentiellement absorbés par cette fraction de la matière organique et réduisent du même coup les impacts de ces rayons sur les organismes aquatiques (Laurion et al., 1997; Molot et al., 2004). Une part importante de la lumière absorbée par la MOD est relarguée dans le système sous forme de chaleur. Ce processus modifie le bilan thermique du milieu aquatique ce qui engendre des répercussions sur les procédés de stratification des masses d'eau (Prairie, 2008). Dans les milieux aquatiques subissant une influence accrue par les activités humaines, la MOD est une composante responsable dans le transport des métaux lourds (Cr, Hg, Cu), des pesticides et des nutriments (Song, Chen et Yang, 2008; Zhang et Zhang, 2010). Ce phénomène peut s'accroître avec l'ajout de fertilisant dans les sols agricoles. En effet, l'addition de phosphore engendre une compétition entre les ions phosphate et la MOD pour l'adsorption à la surface des particules de sols ce qui augmente les teneurs en carbone organique dissous (COD). Ces facteurs favorisent la formation de complexe entre la MOD et les métaux lourds et ils accentuent son

transport vers le cours d'eau (Zhang et Zhang, 2010). Dans un contexte d'inondation, l'importante libération de MOD dans les sols favorise la complexification MOD-métaux et accentue le transport de ces polluants vers les couches inférieures du sol (Zhang et al., 2020). Cette affinité peut entraîner des répercussions sur la contamination des sols et éventuellement des eaux souterraines (Kalbitz et Wennrich, 1997). En sols agricoles, la MOD peut diminuer l'adsorption des pesticides dans le sol et favoriser son déplacement dû à la formation des complexes solubles MOD-pesticides (Song, Chen et Yang, 2008). Une meilleure compréhension de la dynamique de la MOD en milieu agricole semble être une piste de solution afin de mieux décerner les enjeux que représentent les contaminants organiques pour les écosystèmes aquatiques.

2.2 Origine de la MOD

2.2.1 Sources allochtones

La MOD d'origine terrestre (allochtone) représente la plus importante source de carbone transférée vers les écosystèmes aquatiques (Graeber et al., 2012). Les mécanismes impliqués dans le transport de la MOD d'origine allochtone dans les systèmes aquatiques sont très diversifiés et dépendent de l'interaction entre de nombreux facteurs. Les précipitations accumulent de la matière sous forme de particules organiques (pollen) et de gaz atmosphérique. Lorsque la pluie entre en contact avec la végétation, cette eau s'enrichit en carbone et en azote dû à la présence de composés organiques sur la surface des feuilles et du tronc (pollen, miellat de puceron, lixiviation) avant d'infiltrer les couches organiques du sol et éventuellement le réseau aquatique (Aitkenhead-Peterson et al., 2003). Par le fait même, la présence de milieux naturels à proximité des cours d'eau peut être un facteur clé dans la régulation de la quantité de MOD transportée dans les écosystèmes aquatiques. En effet, une étude effectuée dans une forêt mixte tempérée a observé un enrichissement en MOD entre la pluie ($2.0 \text{ mg L}^{-1} \text{ COD}$) et l'eau de percolation sur les feuilles des arbres ($14.6 \text{ mg L}^{-1} \text{ COD}$) (Dalva et Moore, 1991). Par ailleurs, ces ajouts peuvent se faire directement lorsque les feuilles des forêts lessivent après être tombées dans le cours d'eau, ce qui libère de la matière organique dans le milieu (France et al., 1996). De plus, l'approvisionnement de nouvelle matière organique lorsque les feuilles tombent sur la surface humique des sols représente une source majeure de MOD pour les eaux de surfaces des cours d'eau adjacents et éventuellement pour les eaux souterraines (Hongve, 1999; Meyer et al., 1998).

Les microorganismes du sol sont aussi à considérer comme source de MOD allochtone. En effet, les composés originaires de la dégradation bactérienne dans les sols peuvent être transportés vers le cours d'eau par les processus hydrologiques (Shang et al., 2018).

Les différents types d'occupations des terres dans le bassin versant sont à prendre en considération dans l'établissement des sources allochtones présentes dans le système aquatique. L'hétérogénéité des milieux à l'intérieur du bassin versant induit une diversité au niveau de la matière végétale et influence la composition chimique des sols. Les plantes agricoles comme le soya et le maïs, les feuilles des arbres et les plantes de prairie vont éventuellement se décomposer et lessiver en contact de l'eau et relarguer de la matière organique dans les sols. Lorsque les conditions hydrologiques sont favorables, cette MOD pourra suivre son chemin jusqu'au cours d'eau (Gu et al., 2020; Lee et al., 2020; Ohno et Bro, 2006). L'utilisation du territoire induit un contrôle majeur sur les propriétés chimiques de la MOD exportée vers l'environnement aquatique (Williams et al., 2010; Wilson et Xenopoulos, 2009). La dynamique de la MOD reflète l'état de santé des écosystèmes aquatiques et permet d'intégrer les impacts de la modification du paysage par les activités humaines (Xenopoulos et al., 2021). L'intensification de l'agriculture induisant une perte considérable de milieux naturels dans le bassin versant est l'une des principales causes de détérioration de la MOD transportée vers les écosystèmes d'eau douce. L'amplification du couvert agricole est responsable de la production de MOD de plus faible complexité moléculaire. Cette composition est causée par l'augmentation des teneurs en composés protéiques, aliphatiques et de plus faibles poids moléculaires dans les cours influencés par les apports agricoles (Fasching et al., 2019; Pisani et al., 2020; Singh et al., 2017; Williams et al., 2010; Wilson et Xenopoulos, 2009). Les milieux agricoles sont susceptibles de transporter des quantités importantes de nutriments vers le réseau aquatique et par la même occasion stimuler les activités microbiennes. L'amplification des activités microbiennes favorise la production de MOD fraîchement produite ayant une plus faible complexité moléculaire (Williams et al., 2010; Wilson et Xenopoulos, 2009). Cette composition particulière rend la MOD plus labile et plus biodisponible pour les communautés bactériennes ce qui tend à limiter son transport dans le système aquatique (Hosen et al., 2014). Par ailleurs, dans un contexte de plaine d'inondation où la connectivité entre les terres agricoles et le milieu aquatique est accentuée, l'eau issue du ruissellement agricole riche en nutriments pourrait participer au phénomène d'eutrophisation de la zone littorale. Ce processus d'eutrophisation a la possibilité d'augmenter la source de MOD labile

et aliphatique (Xenopoulos et al., 2021). De l'autre côté du gradient, les milieux naturels accentuent la complexité moléculaire de la MOD transportée vers le cours d'eau. En effet, la présence de forêts et de milieux humides dans la zone riveraine contribue à la production de MOD humique, aromatique, récalcitrante à la décomposition bactérienne et de plus fort poids moléculaire (Fuß et al., 2017; Pisani et al., 2020; Wilson et Xenopoulos, 2009). Cette complexité retrouvée dans les cours d'eau subissant des apports provenant de l'environnement naturel est engendrée par les composés aromatiques issus des plantes vasculaires et de l'horizon organique des sols (Duan et al., 2007). Il est plus difficile d'établir un lien clair entre l'utilisation du territoire et la quantité de carbone exporter vers le réseau aquatique. Dans la littérature, le pourcentage de couvert agricole sur le territoire est à la fois responsable d'augmenter et de réduire les teneurs en COD destinés au milieu aquatique (Williams et al., 2010; Graeber et al., 2012). Ces variations semblent dépendre des caractéristiques du bassin versant tels la taille, les pratiques agricoles, les propriétés du sol, le pourcentage de milieux naturels ainsi que les conditions hydrologiques (Fasching et al., 2019; Graeber et al., 2012; Petrone et al., 2011; Shao et Wang, 2020). De leur côté, les milieux humides semblent être de bons indicateurs des teneurs en COD alors que leur présence dans le bassin versant favorise l'exportation de COD vers l'environnement aquatique (Graeber et al., 2012; Wilson et Xenopoulos, 2009).

Finalement, indépendamment de la source, le transport de la MOD par le ruissellement de l'eau de surface et de l'eau souterraine est un acteur clé dans le relargage de la matière allochtone dans les écosystèmes aquatiques. Ce transport est modulé par les caractéristiques du bassin versant comme les types de sols (perméabilité et taux d'humidité), la pente, la taille du bassin versant et les facteurs hydrologiques et climatiques (Frost et al., 2006; Mulholland, 2003; Shang et al., 2018). Les propriétés des sols ainsi que leurs conditions hydrologiques font partie des processus clés ayant un aspect modulateur sur la composition de la MOD et sur son transport vers le cours d'eau. Lorsque les conditions hydrologiques favorisent le ruissellement de l'eau dans les couches supérieures des sols et au-dessus de ceux-ci comme c'est le cas dans les plaines inondables, la MOD exportée vers le cours d'eau est principalement issue de la nouvelle biomasse végétale. Cette MOD est caractérisée par une augmentation de sa complexité moléculaire reflétant l'ajout de composés ligneux présent à la surface du sol. Cet apport de nouvelle biomasse faiblement décomposée favorise le transport de MOD aromatique ayant un fort ratio C:N vers le réseau aquatique. D'un autre côté, lorsque les conditions climatiques mènent au transport de l'eau dans les

couches plus profondes du sol, la composition de la MOD exporter vers le cours d'eau reflète davantage la contribution des activités microbiennes. Ce changement des conditions hydrologiques réduit la complexité de la MOD en raison du transport de composés provenant des couches profondes des sols ayant subi une décomposition bactérienne plus importante. Cette MOD modulée par les processus microbiens réduit la contribution des composés aromatiques et diminue le ratio C:N (Marin-Spiotta et al., 2014). Ce changement de la composition de la MOD en fonction de l'hydrologie évoque l'importance des variations saisonnières sur les sources de MOD exportées vers l'environnement aquatique et ultimement sur sa disponibilité à être décomposée par les processus microbiens dans le cours d'eau (Holmes et al., 2008; Spencer et al., 2012; Wickland et al., 2012). Les processus hydrologiques et géologiques mentionnés plus haut dépendent de l'utilisation du territoire dans le bassin versant. Dans un paysage agricole, il est possible que le travail des sols et le drainage accentuent l'accessibilité de la MOD présente dans les couches plus profondes du sol. Ce phénomène peut modifier la composition de la MOD transportée vers le cours d'eau en favorisant le transport de la MOD ayant subi une dégradation microbienne dans des conditions hydrologiques où les milieux naturels privilégieraient plutôt les apports de MOD aromatique dû au ruissellement de surface (Dalzell et al., 2011; Marin-Spiotta et al., 2014).

2.2.2 Sources autochtones

Les apports de matière organique autochtone dans les écosystèmes aquatiques sont issus des organismes phytoplanctoniques et de la biomasse de macrophytes aquatiques (Bertilsson et Jones, 2003). Les organismes phytoplanctoniques sont une source majeure de MOD pour les milieux aquatiques et cela est d'autant plus important dans les écosystèmes où les apports en nutriments stimulent la croissance cellulaire des communautés et où le couvert forestier est réduit (Baines et Pace, 1991; Wilson et Xenopoulos, 2009). Les principaux processus par lesquels la MOD issue de la production primaire est libérée dans l'environnement aquatique sont la mort cellulaire et l'exsudation de composés organiques. En effet, la production de composés organiques par les mécanismes photosynthétiques de ces microorganismes finit par se retrouver dans le cours d'eau, soit sous forme dissoute ou sous forme particulaire (Azam et Cho, 1987). Au niveau de la composition moléculaire des composés libérés par les procédés autochtones, il a été constaté que la MOD issue des organismes phytoplanctoniques avait un faible poids moléculaire correspondant

en une matière riche en acides aminés, acides carboxyliques et des sucres monomères comme le glucose (Bertilsson et Jones, 2003; Kepkay et al., 1993). L'aspect labile de la MOD autochtone procure un substrat de qualité pour les activités bactériennes et représente une source d'énergie considérable pour les chaînes alimentaires hétérotrophes (Cole et al., 1982; Pomeroy, 1974). Dans les écosystèmes aquatiques, la présence d'organismes hétérotrophes comme les daphnies joue un aspect modulateur dans la quantité et la qualité de MOD livrée dans le système aquatique. En se nourrissant de phytoplanctons, les daphnies n'ingèrent pas la totalité des organismes. Certains rejets d'alimentation riche en COD sont relargués dans le milieu aquatique et contribuent du même coup aux apports autochtones (Lampert, 1978). Dans la majorité des écosystèmes aquatiques, la contribution des milieux humides situés dans les zones littorales constitue une source considérable de MOD autochtone et labile pour le réseau aquatique. En effet, lorsque la croissance des macrophytes est à un niveau optimal, celles-ci libèrent de la matière organique dans l'environnement, soit par extraction cellulaire de composés issus de la photosynthèse ou bien par le vieillissement naturel des cellules végétales (Bertilsson et Jones, 2003). À l'image de la variété potentielle des sources de MOD allochtone, la diversité et l'importance des sources de MOD au pool de carbone retrouvé dans les écosystèmes aquatiques varient dans le temps et l'espace. L'évaluation de la contribution des sources allochtones et autochtones de la MOD pour le système requiert alors une étude approfondie basée sur une approche par traceur.

2.3 Traceurs Optiques de la MOD

Le développement d'analyses nécessitant la fluorescence a été un moment décisif dans la science des écosystèmes aquatiques rendant la caractérisation de la MOD beaucoup plus accessible (Fellman et al., 2010). Les traceurs optiques développés à partir des techniques de fluorescence sont des outils couramment employés afin d'évaluer les impacts agricoles ainsi que la pollution issue des bassins versants urbains sur la composition et sur la biodisponibilité de la MOD (Shang et al., 2020). Ils sont aussi un moyen rapide et efficace de définir les différentes sources de MOD (allochtones et autochtones) et pour déterminer la contribution relative de chacune d'elles dans le système aquatique (Lee et al., 2020). La fluorescence est un phénomène qui nécessite la présence de composés moléculaires qui absorbent l'énergie lumineuse (chromophores) et sur la fraction de la MOD ayant la capacité de réémettre cette énergie sous forme de lumière (fluorophores) (Mopper et al., 1996). Le spectre d'émission auquel la fluorescence est émise

dépend de la structure des molécules présent dans l'échantillon. Ces caractéristiques font des traceurs optiques un outil efficace afin de déterminer la composition chimique de la MOD des systèmes aquatiques (Fellman et al., 2010). La fluorescence émise par ces composés moléculaires est mesurée à partir d'une matrice d'excitation et d'émission (MEE). Cette matrice est produite en mesurant le spectre d'émission (fluorescence) obtenu sous un intervalle de longueurs d'onde d'excitation et d'émission (Stedmon et Bro, 2008).

Les premières informations qu'il est possible de retirer sur la composition de la MOD proviennent de l'inspection visuelle des pics d'intensité de fluorescence présents dans les MEE. Cette technique a tout d'abord permis d'identifier cinq régions du spectre de fluorescence pouvant être rapidement corrélées à des caractéristiques écologiques de la MOD (Fellman et al., 2010). Ces pics d'intensité ont été mentionnés pour la première fois dans la littérature par les travaux de Coble et al (1990) et Coble et al (1996). Parmi ceux-ci, deux sont associés à des propriétés humiques de la MOD (A et C), deux autres présentent des caractéristiques protéiques (T et B) et un est lié à la production de matière organique autochtone en milieu marin (M) (Figure 2.1) (Coble 1996; Coble et al., 1990).

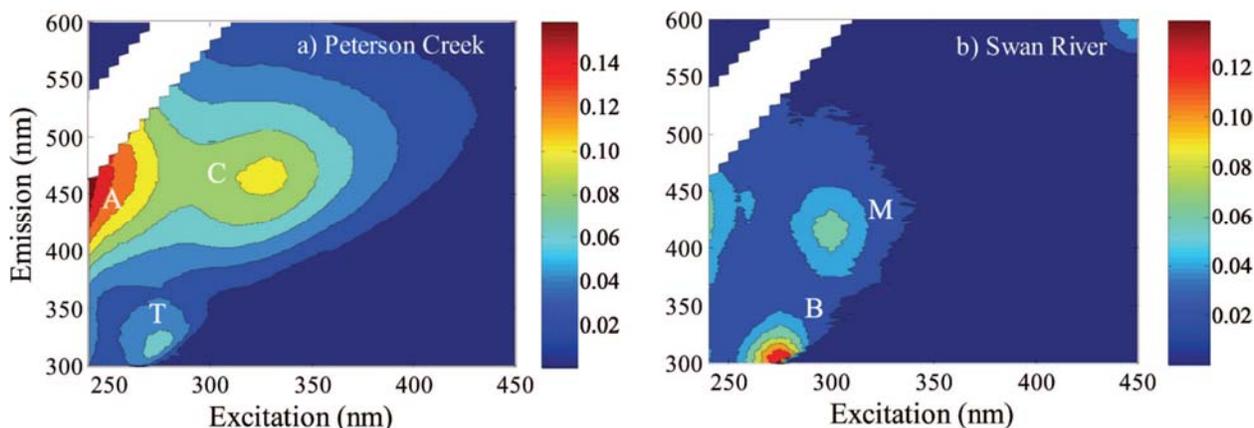


Figure 2.1 Matrices d'excitation et d'émission illustrant la position des principaux pics d'intensité de la fluorescence (Fellman et al., 2010).

Les fluorophores humiques A et C engendrent des intensités d'émission dans les longues longueurs d'onde. Les propriétés optiques de ces fluorophores représentent une fraction de la MOD étant issue de la dégradation des plantes vasculaires leur conférant un aspect aromatique et un fort poids moléculaire (Coble et al., 1998). De son côté, le pic M possède un spectre d'émission situé

dans de plus faibles longueurs d'onde (Fellman et al., 2010). Bien que ce fluorophore ait été préférentiellement associé à la MOD produite dans les milieux marins, celui-ci peut aussi être retrouvé dans les écosystèmes d'eau douce (Stedmon and Markager 2005). En comparant les contributions des pics A-C à celui du pic M, il est possible de différencier la MOD produite à même le milieu aquatique de celle engendrée par le milieu terrestre (Fellman et al., 2010). Les pics d'intensité protéiques T et B possèdent des propriétés optiques ressemblant aux acides aminés tryptophane et tyrosine respectivement (Coble et al., 1996). Ceux-ci subissent une attention particulière dans la prédiction de la biodisponibilité de la MOD et dans la contribution des sources microbiennes dans le système aquatique (Fellman et al., 2009; Williams et al., 2010).

Les expertises entourant les traceurs optiques ont aussi permis de développer une série d'indices utilisant les propriétés optiques obtenues en fluorescence et en absorbance. L'indice *fluorescence index* (FI) est calculé par le ratio de l'intensité d'émission à 450 nm à celle de 500 nm engendrés à une longueur d'onde d'excitation de 370 nm (McKnight et al., 2001). Cet indice permet de distinguer les sources de MOD d'origine terrestre de celle produite par les communautés microbiennes. Des valeurs de FI situées aux alentours de 1.23 sont associées à une MOD dérivant des plantes terrestres et de la matière organique du sol. Lorsque les valeurs s'approchent de 1.68, cela signifie que la matière organique présente dans le milieu aquatique est d'origine microbienne (Cory et al., 2010). L'*humification index* (HIX) est calculé en divisant la région du spectre d'émission 435-480 nm à celui de 300-445 nm tous deux générés à une excitation de 254 nm (Zsolnay et al., 1999). Cet indice est un indicateur de la concentration en composés humiques dans la MOD. Celui-ci prend en considération le degré d'humification de la matière organique qui occasionne une émission en fluorescence dans les longues longueurs d'onde (*red shift*). Ces caractéristiques observées dans les propriétés optiques sont le résultat d'une diminution du ratio H:C associé à un arrangement moléculaire plus complexe (Fellman et al., 2010; Ohno, 2002). L'humification est un processus qui comprend différentes étapes le long d'un gradient humique. Les résidus initiaux proviennent de la dégradation de la matière végétale non humique (HIX ~ 1-2). Cette matière végétale soluble et riche en carbone mènera à la formation d'acides fulviques par l'entremise de processus microbiens (HIX > 10). La MOD se retrouve à mi-chemin le long de ce gradient (~ 6) (Ohno, 2002). Le ratio entre l'intensité d'émission à 380 nm et celui de l'intensité maximale retrouvée entre 420 nm et 435 nm provenant d'une excitation de 310 nm permet de produire l'indice *freshness index* ($\beta : \alpha$) (Parlanti et al., 2000). Des intensités de

fluorescence situées dans la région β ($FRESH > 1$) représentent une MOD fraîchement produite par les communautés microbiennes alors que des intensités dans le spectre α ($FRESH < 0.6$) sont associées à une matière organique d'origine terrestre ayant un aspect plus dégradé (Huguet et al., 2009).

L'indice $SUVA_{254}$ ($L\ mg^{-1}\ m^{-1}$) permet de mesurer l'étendue des arrangements moléculaires aromatiques de la MOD. Cet indice est calculé en divisant la valeur d'absorbance à 254 nm et la concentration en carbone ($COD\ mg\ L^{-1}$) d'un échantillon donné (Weishaar et al., 2003). L'indice Sr est corrélé au poids moléculaire des substances composant la MOD. Cet indice est obtenu à partir d'information issue des propriétés d'absorbance et correspond au ratio de la pente située dans l'intervalle 275 nm et 295 nm et de celle située entre 350 nm et 400 nm. Les composés chimiques ayant un grand poids moléculaire ont une forte absorbance dans les longues longueurs d'onde (350-400 nm). De faibles valeurs de Sr correspondent donc à une MOD constituée de molécules détenant un poids moléculaire élevé (Helms et al., 2008).

En regroupant l'ensemble des matrices d'excitation et d'émission dans un même jeu de données, une analyse plus complète de la composition de la MOD du système aquatique étudié peut être réalisée à partir de la modélisation en facteur parallèle (PARAFAC). Cette technique comprend une analyse en trois dimensions prenant en considération l'ensemble du spectre d'émission et d'excitation en fluorescence mesuré pour la totalité des échantillons (Figure 2.2). La modélisation PARAFAC permet donc de déceler le spectre d'émission et d'excitation engendré par un fluorophore qui semble se refléter dans l'ensemble des échantillons (Stedmon et Bro, 2008). L'ensemble du signal en fluorescence produit par les MEE peut être décomposé en plusieurs composantes (fluorophores) (Bro, 1997). Par leurs structures moléculaires, chacune des composantes présente des caractéristiques uniques en ce qui a trait à la région du spectre d'excitation et d'émission à laquelle elles émettent la lumière (Stedmon et Bro, 2008). Il est par la suite possible de déterminer la contribution en pourcentage de chacune des composantes du modèle dans le spectre d'intensité totale de la fluorescence émise pour un échantillon. Cet outil est efficace, car il permet de démystifier l'origine, la composition et les rôles biogéochimiques de la MOD, et ce, pour différents types de milieux aquatiques (Fellman et al., 2010).

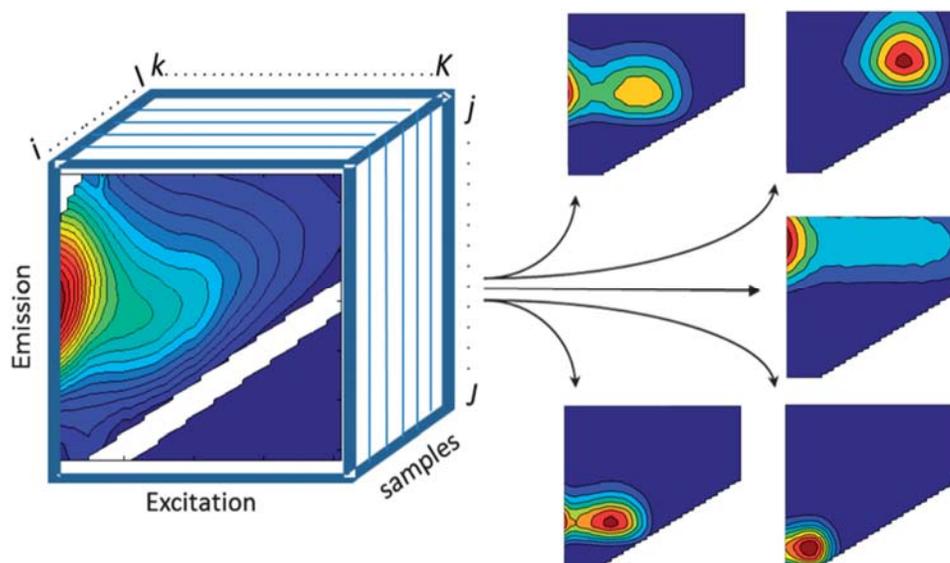


Figure 2.2 Représentation tridimensionnelle de plusieurs matrices d'excitation et d'émission ainsi que leur décomposition en cinq composantes (Murphy et al., 2013).

Les traceurs optiques sont des outils efficaces et ils sont grandement employés dans la recherche centrée sur la composition de la MOD dans les écosystèmes aquatiques. Cependant, cette technique présente certaines limites qui doivent être prises en considération afin d'interpréter les données adéquatement. Afin que les propriétés optiques en fluorescence et en absorbance reflètent le plus possible la composition réelle de la MOD présente dans le milieu d'étude, il est nécessaire d'analyser les échantillons dans les plus brefs délais. Cela évite les altérations moléculaires de la matière organique et augmente les chances que la composition soit le plus près possible de sa source initiale (Lee et al., 2018). L'identification avec certitude des composés moléculaires présents dans la MOD issue d'environnements aquatiques naturels reste très difficile à établir. Les fluorophores sont définis par leurs aptitudes à émettre la lumière dans les mêmes spectres d'émission et d'excitation que des molécules standards observées en laboratoire (*humic-like, fulvic-like, protein-like*) (Hudson, Baker et Reynolds, 2007). Le fait qu'il peut exister un écart entre la MOD présente dans les systèmes aquatiques naturels et les composés observés en laboratoire représente une limite importante. L'analyse de la composition chimique de la MOD par les traceurs optiques est donc limitée à décrire la contribution des différents fluorophores grâce aux signaux en fluorescence qui sont émis par ces particules sans pour autant dresser un portrait de la totalité des composés et de leurs concentrations respectives dans un échantillon (Fellman et al., 2010; Ohno et Bro, 2006).

2.4 Composition et Concentration de la MOD

2.4.1 Sources

Les travaux publiés par Ohno et Bro (2006) consistaient à évaluer la précision des méthodes employant les traceurs optiques et la modélisation PARAFAC afin de décrire le profil chimique des sources de MOD d'origine terrestre. Afin de dresser un portrait de l'ensemble des sources de matière organique présentes dans un système agricole, Ohno et Bro (2006) ont récolté différents profils de biomasse végétale appartenant à des milieux agricoles (soya, maïs, blé) et des milieux humides (ex. *Sagittaria latifolia* et *Typha latifolia*), des échantillons de feuilles provenant de différentes espèces d'arbres (ex. *Fagus grandifolia*, *Betula papyrifera*, *Acer rubrum*) et des échantillons de sols subissant ou non l'ajout d'amendement animal. Puisque l'ajout de fertilisant (fumier) dans certaines pratiques agricoles contribue au pool de MOD des sols, différentes sources d'amendement animal ont été recueillies pour l'étude (Ohno et al., 2005). La discrimination chimique des différentes sources a nécessité un processus d'extraction de la MOD par expérience de lixiviation. Ce processus de lixiviation consistait à incorporer 1 g de matière sèche à de l'eau ultra-pure pendant une durée minimale de 16 heures afin d'extraire les composés organiques dissouts. L'échantillon d'eau a ensuite été filtré afin de produire les analyses optiques, soit les MEE, les mesures du spectre d'absorbance et la modélisation PARAFAC (Ohno et Bro, 2006). Les résultats présentés par Ohno et Bro (2006) suggèrent que le spectre de fluorescence des différentes sources de MOD peut être exprimé à partir de cinq composantes (trois humiques et deux protéiques). Les sources de MOD provenant des sols agricoles contiennent des composés ayant une plus forte complexité moléculaire que la MOD issue des fertilisants et de la biomasse végétale. La solidité de ces résultats est soutenue par le spectre de fluorescence des échantillons de sols qui est presque entièrement émis par les composantes humiques. L'atténuation de la contribution des composantes ayant une plus faible complexité structurale (tryptophane et tyrosine) suggère que ces composantes protéiques ne restent pas sous forme dissoute à la suite de l'addition de la biomasse végétale et des fertilisants dans le sol.

Une analyse en composante principale (ACP) a permis de distinguer la contribution des cinq composantes issues de la modélisation PARAFAC entre les échantillons de MOD (sources) (Figure 2.3, Ohno et Bro, 2006). La répartition du spectre de fluorescence entre les cinq

composantes semble relativement étroite pour les échantillons de sols et permet d'établir une distinction claire avec les autres sources de MOD. Les points associés aux fertilisants (*manures*) présentent une distance importante à l'échelle de l'ACP illustrant la forte variabilité des composés formant cette MOD au niveau de leurs signatures optiques. L'absence de regroupement des points décrivant la matière organique agricole montre l'étendue de la composition chimique de cette source. Cependant, l'analyse de la contribution des cinq composantes illustre une distinction entre la source agricole et les sources naturelles (feuilles d'arbres et plantes de milieux humides) (Ohno et Bro, 2006). Les expériences de lixiviation et de modélisation PARAFAC développés par Ohno et Bro (2006) pourront être utilisées dans ce projet de maîtrise afin de reproduire ce qui se passe naturellement dans la plaine inondation. En effet, lors de la crue printanière, les masses d'eau entrent dans la plaine, se mélangent avec la matière végétale puis contribuent à la formation de la MOD dans le système aquatique. Les expériences de lixiviation en laboratoire entraîneront des répercussions positives sur la différenciation des signatures optiques du paysage agricole dans la plaine d'inondation. Éventuellement, une banque de données sur la composition de la MOD provenant de différentes sources présentes dans la plaine permettra de tracer les propriétés optiques des monocultures et des milieux naturels en fonction de la matière végétale.

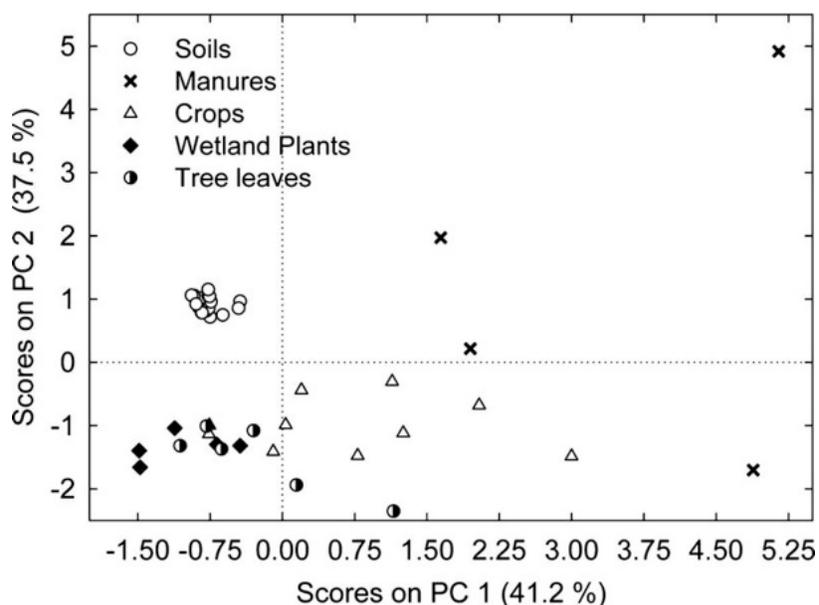


Figure 2.3 Analyse en composantes principales regroupant les scores de la contribution des cinq composantes du modèle PARAFAC pour l'ensemble des échantillons de MOD issue de différentes sources (Ohno et Bro, 2006).

2.4.2 Occupation des Sols

Il existe de nombreuses composantes ayant un aspect modulateur au niveau de la composition (qualité) et de la concentration (quantité) de la MOD dans les cours d'eau. Par le passé, une attention particulière a été portée sur la caractérisation de la MOD dans les bassins versants forestiers (Fellman et al., 2008; Fellman et al., 2009; Inamdar et al., 2011). Dans les circonstances actuelles, des efforts sont mis en place afin de mieux comprendre comment la MOD évolue dans un système soumis aux perturbations anthropiques (Lee et al., 2020; Pisani et al., 2020; Shao et Wang, 2020). En effet, les paysages riverains sont de plus en plus modifiés par l'expansion des processus de déforestation, de l'urbanisation et des pratiques agricoles intensives. Il est alors intéressant de vérifier comment la MOD réagit face à la disparition des milieux naturels et comment l'agriculture change le cycle du carbone dans les écosystèmes d'eau douce. Chacun des types d'occupation des terres vient avec des caractéristiques spécifiques à ce qui a trait à la végétation présente, à la composition des sols et aux facteurs hydrologiques comme la décharge en eau provenant du ruissellement de surfaces (Graeber et al., 2012; Pisani et al., 2020). Les changements impliquant l'utilisation du territoire sont donc des facteurs primordiaux dans le suivi des systèmes aquatiques, car ils ont la possibilité de modifier considérablement la composition de la MOD ainsi que son transport vers le cours d'eau (Hosen et al., 2014; Wilson et Xenopoulos, 2009). De nombreux articles ayant comme objectif commun de déterminer les effets de l'agriculture sur la composition et la quantité de MOD dans les écosystèmes d'eau douce sont arrivés à des résultats divergents. Ces variations observées peuvent être le résultat d'un ensemble de facteurs ayant la capacité de moduler la MOD livrée au cours d'eau. La taille du bassin versant, les pratiques agricoles, la contribution des différentes classes d'occupation des sols et l'historique de l'occupation du territoire et son utilisation sont des exemples fréquemment mentionnés dans la littérature (Graeber et al., 2012; Maloney et Weller, 2011; Petrone et al., 2011).

En 2012, Graeber et ses collaborateurs ont échantillonné 53 cours d'eau associés à un bassin versant ayant des caractéristiques distinctives à ce qui a trait à l'utilisation du territoire. Les bassins versants agricoles étaient principalement constitués de grandes cultures conventionnelles, drainées et labourées (> 76 % de la superficie du bassin versant). Les bassins versants forestiers comprenaient des forêts de conifères et des forêts mixtes (> 56 % de la superficie du bassin versant). Finalement, les bassins versants situés en milieux humides herbacés

(> 56 % de la superficie du bassin versant) étaient alimentés par des eaux souterraines et ils étaient parfois impactés par le drainage des sols ou bien convertis en pâturage. La taille du bassin versant n'a pas été retenue comme variable exploratoire afin de prédire la composition et la concentration de la MOD des cours d'eau étant donné sa faible corrélation avec ceux-ci. Les résultats de l'étude suggèrent qu'au niveau de l'occupation des sols, le pourcentage de terres arables et l'étendue du couvert forestier dans le bassin versant semblent prédire le mieux la variabilité dans la composition et la concentration de la MOD. Les trois types de bassins versants prédéfinis en fonction de l'occupation des sols présentent des différences significatives au niveau de la MOD échantillonnée dans leur cours d'eau respectif. L'utilisation du territoire est un indicateur clé permettant de prédire la composition et la concentration de MOD présente dans un système aquatique, et ce, indépendamment de la taille du bassin versant.

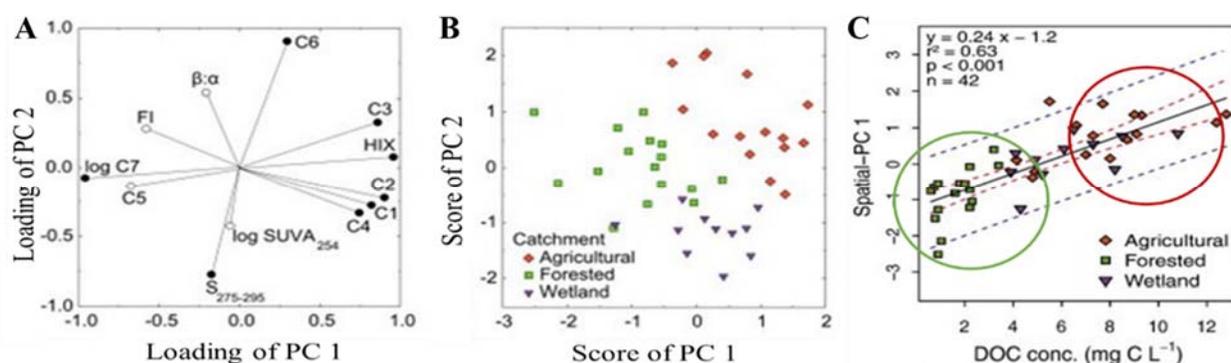


Figure 2.4 (A) Analyse en composantes principales (ACP) illustrant les indices optiques (FI, HIX, β/α) et les sept composantes du modèle PARAFAC pour les échantillons provenant de trois types de bassins versants. (B) Les scores de chacun des bassins versants (agricole, forestier, milieu humide) pour l'ACP. (C) Corrélation entre la concentration en COD et le score de l'axe PC 1 pour les trois types de bassins versants (Graeber et al., 2012).

Une ACP a été produite afin de représenter la variation de la composition de la MOD issue des bassins versants à partir des indices optiques (fluorescence et absorbance) et des composantes du modèle PARAFAC (Figure 2.4A-B) (Graeber et al., 2012). Cette ACP permet de distinguer un gradient le long de l'axe PC1 et de différencier la MOD présentant un aspect protéique de celle associée à des propriétés humiques. Les milieux forestiers sont situés à une extrémité du gradient et ils décrivent une MOD associée aux composantes protéiques (C5 tryptophane et C7 tyrosine) dérivant de la production microbienne (fortes valeurs de FI). Les bassins versants agricoles sont situés à l'autre extrémité du gradient. La MOD transportée par ces milieux est bien représentée par

les composantes humiques C3 et C6 d'origine terrestre. Ces composantes sont reconnues comme étant des fluorophores exportés des milieux agricoles en plus de présenter un fort taux d'humification (HIX). Lorsque les chercheurs mettent en relation le score de l'axe PC1 avec les concentrations en COD, il en résulte une relation significativement positive (Figure 2.4C). Étant donné que l'axe PC1 illustre un gradient protéique vers humique, l'idée que les bassins versants agricoles exportent une MOD humique qui enrichie fortement le système aquatique en COD est d'autant plus clair. Une des explications derrière ce phénomène provient du fait que la majorité des parcelles agricoles de l'étude ont été produites à partir d'anciennes forêts (Graeber et al., 2012). Il est possible que les fortes concentrations en COD soient associées à d'anciens pools de carbone générés dans les sols lorsque les forêts d'origine étaient toujours présentes sur le territoire. Le travail intensif du sol (labour) joue un rôle de relargage de la MOD issue des anciens sols forestiers vers les eaux de surface et le drainage des terres favorise le transport de celle-ci vers le système aquatique (Blann et al., 2009; Ogle et al., 2005). En revanche, les signaux protéiques associés aux milieux forestiers ne semblent pas être corrélés aux teneurs en carbone du cours d'eau (Graeber et al., 2012). Dans les bassins versants forestiers, il est probable que les eaux souterraines soient enrichies en MOD protéique à la suite de l'adsorption des composés humiques dans les couches minérales du sol (Inamdar et al., 2012). Il en résulte donc une diminution des composés humiques transportés vers le réseau aquatique laissant place à une MOD ayant davantage des propriétés protéiques en fluorescence (C5-C7) (Graeber et al., 2012).

Les travaux réalisés par Fuß et al., (2017) ont permis de mettre en évidence une relation inverse à celle observée dans les recherches de Graeber et al., (2012) au niveau des impacts agricoles sur la composition de la MOD. Malgré le fait qu'aucun effet mesurable n'ait été détecté sur les concentrations en carbone délivrées des bassins versants agricoles vers le système aquatique, la MOD exportée des bassins versants dominés par l'agriculture présentait une complexité moléculaire plus faible. L'ACP construite à partir de propriétés optiques de la fluorescence (Figure 2.5) (Fuß et al., 2017), illustre un gradient le long de l'axe PC-1 qui décrit la transition entre la MOD ayant une forte contribution autochtone vers une MOD dominée par des sources terrestres. La portion gauche de l'axe PC-1 caractérise une MOD ayant forte contribution de composés fraîchement produits par les communautés microbiennes (β : α , FI). Cette tendance est appuyée par l'augmentation du signal en fluorescence de C3 (microbienne/anthropique) et C6 (tryptophane). L'extrémité droite du gradient décrit une MOD fortement influencée par des

composés humiques (HIX) et aromatiques ($SUVA_{254}$) associés aux apports allochtones (Fuß et al., 2017).

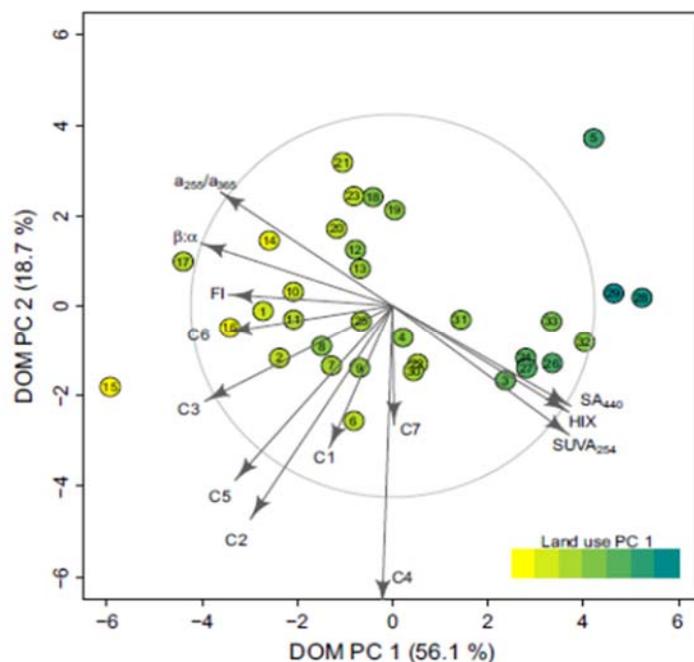


Figure 2.5 Analyse en composantes principales illustrant les indices optiques et les sept composantes du modèle PARAFAC pour les 33 cours d'eau provenant de bassins versants agricoles, forestiers et urbains (Fuß et al., 2017).

L'association entre l'intensification agricole sur le territoire et l'amplification de la contribution de la MOD protéique, de faible complexité et plus biodégradable pour le système aquatique est un phénomène bien représenté dans la littérature (Fasching et al., 2019; Williams et al., 2010; Wilson et Xenopoulos, 2009). En effet, Wilson et Xenopoulos (2009) ont mis en relation l'indice de la fluorescence (FI) avec le pourcentage d'occupation du territoire par l'agriculture et les milieux humides. Leurs résultats présentent une augmentation significative de l'indice FI avec l'accroissement du pourcentage de recouvrement agricole sur le territoire alors que la relation s'inverse pour les milieux humides. La composition de la MOD transportée vers le cours d'eau est dominée par la contribution des sources microbiennes en milieux agricoles alors que les milieux naturels favorisent le transport de MOD plus aromatique d'origine terrestre. La contradiction qu'il peut y avoir entre l'agriculture et la composition de la MOD est possiblement résultante des caractéristiques du bassin versant. La taille du bassin versant ainsi que l'ordre du cours d'eau semblent être un facteur déterminant dans les processus chimiques de la

MOD exportée vers le système aquatique. Les apports de MOD d'origine terrestre semblent être priorités dans les petits cours d'eau (0.01-43 km²) (Graeber et al., 2012), alors que la productivité primaire engendrée par les processus microbiens semble dominer dans les cours d'eau de grandes dimensions souvent associés à une grande superficie de bassin versant (10-963 km²) (Wilson et Xenopoulos, 2009).

2.5 Biodisponibilité du COD

La MOD produite à même le cours d'eau ou bien exportée à partir du milieu terrestre sera disponible pour le développement des communautés microbiennes qui la consomment (Guillemette et del Giorgio, 2011). En respirant cette matière organique issue de l'environnement terrestre, les activités bactériennes génèrent une source considérable de CO₂ pour l'atmosphère et influencent par la même occasion le bilan métabolique des écosystèmes aquatiques (Battin et al., 2009; Cole et al., 2007; Fuß et al., 2017). Le pool de COD est constitué d'une fraction labile pouvant être consommée entre quelques jours et quelques semaines par les communautés bactériennes et d'une fraction réfractaire représentant le pool de COD n'étant disponible à la consommation que sur un pas de temps beaucoup plus long (mois ou années) (del Giorgio et Davis, 2003). Dans les études limnologiques portant sur la MOD, il est alors essentiel de se pencher non seulement sur la quantité et la composition de cette matière, mais aussi sur le sort de celle-ci dans le système aquatique. La biodisponibilité du COD permet donc d'estimer quels types de composés organiques seront préférentiellement consommés et de décerner quelle fraction sera récalcitrante et transportée dans le cours d'eau (Battin et al., 2009; Wilson et Xenopoulos, 2009). La méthode utilisée afin de mesurer la quantité de COD biodisponibles consiste à récupérer le COD d'un l'échantillon en filtrant l'eau récoltée sur le terrain avec un filtre ayant une porosité de 0.7 µm afin d'enlever les organismes microbiens, introduire un inoculum bactérien à l'intérieur du volume d'eau préalablement filtrée et suivre la décroissance de la concentration de COD dans le temps (28 jours) (Shang et al., 2018).

2.5.1 Bioindicateurs

Les traceurs optiques sont des outils largement employés afin de déterminer la biodisponibilité de la MOD par les communautés bactériennes en fonction de la composition

chimique de cette matière organique. Les travaux réalisés par Fellman et ses collaborateurs (2008 et 2009) témoignent de l'efficacité de quatre bioindicateurs permettant la prédiction de la biodisponibilité de la MOD dans l'environnement. Les propriétés de l'indice aromatique $SUVA_{254}$ semblent être en mesure de prédire à quel point la complexité des arrangements moléculaires rend la MOD récalcitrante à la biodégradation bactérienne. La relation négative entre le pourcentage de biodégradation du carbone (BCOD) et le contenu en structures aromatiques est présente dans plusieurs études. Cela suggère un effet modulateur des arrangements aromatiques du carbone pour la dégradation bactérienne (Fellman et al., 2008; Kalbitz et al., 2003; Marschner and Kalbitz 2003). Il est cependant important d'interpréter les résultats obtenus par ce bioindicateur avec précaution, car la force de la relation entre BCOD et l'indice $SUVA_{254}$ semble varier en fonction du type de milieu (ex. forestier, milieu humide) (Fellman et al., 2009). La contribution des composantes protéiques tyrosine et tryptophane (% F_{MAX}) dans un échantillon permet de prédire la susceptibilité de la MOD à être biodisponible pour la dégradation bactérienne. En effet, la forte relation positive qui existe entre la contribution des composantes protéiques et la BCOD illustre la dégradation préférentielle des composés labiles de la MOD (Fellman et al., 2008; Fellman et al., 2009).

À l'inverse, la forte contribution des composantes humiques dans le pool de carbone exprime une MOD ayant un arrangement moléculaire plus complexe et aromatique en milieu naturel et accentue par la même occasion son aspect récalcitrant à la dégradation bactérienne (Fellman et al., 2008; Stedmon et al., 2003). Cependant, il faut être prudent dans la fidélité de ce bioindicateur. Certains composés humiques peuvent être moins récalcitrants que prédit et ainsi désigner une source de carbone biodisponible dans les écosystèmes aquatiques (Moran et Hodson 1990; Volk et al., 1997). Il est alors possible d'utiliser les propriétés optiques des molécules (PARAFAC) afin d'élucider la composition chimique de la MOD exportée vers le système aquatique et de mieux prédire sa réactivité pour les communautés bactériennes. Derrière les bénéfices apportés par ces bioindicateurs sur l'interprétation de la biodisponibilité de la MOD se cachent certaines limites. Le phénomène de biodégradabilité du carbone dépend de nombreux facteurs abiotiques et biotiques comme le type de milieu, les facteurs hydrologiques, la composition des communautés bactériennes, le temps de résidence et la photodégradation (Fasching et al., 2019; Fellman et al., 2008; Fellman et al., 2009; Stedmon et Cory, 2014).

2.5.2 Occupation des Sols et Biodisponibilité

Lorsque la modification du territoire à l'intérieur d'un bassin versant porte sur la perte de milieux naturels au détriment des activités humaines, il est courant que les systèmes aquatiques en soient perturbés. Ces perturbations peuvent engendrer une modification de la qualité du carbone, effet qui affectera les processus bactériens (Hosen et al., 2014). En 2014, à partir de traceurs optiques, Hosen et ses collaborateurs (2014) ont effectivement observé ce phénomène en analysant la qualité et la biodisponibilité de la MOD le long d'un gradient d'urbanisation. Les milieux forestiers semblent occasionner un transfert de carbone ayant des propriétés humiques et aromatiques. De leur côté, les systèmes aquatiques en milieux urbains présentent une matière organique présentant une forte contribution par le fluorophore tyrosine. De plus, un fluorophore souvent associé dans la littérature à une MOD provenant de rejets urbains ou de bassins versants agricoles est retrouvé préférentiellement dans ces systèmes (Hosen et al., 2014). Il est possible que l'augmentation des teneurs en azote dans les systèmes aquatiques urbains stimule la productivité primaire (Bernot et al., 2010). Ce phénomène peut venir stimuler la production de MOD d'origine autochtone (faible HIX, SUVA₂₅₄ et haut FI). Cette modification de la qualité du carbone présent dans les écosystèmes aquatiques se reflète sur la biodisponibilité du COD. En effet, la biodégradabilité du COD semble être fortement réduite lorsque la contribution des composantes humiques et aromatiques est élevée (Figure 2.6A-C-D) (Hosen et al., 2014).

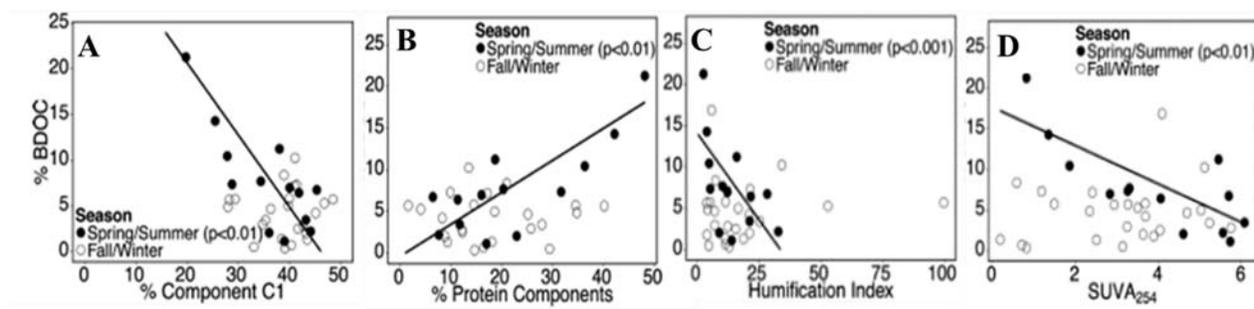


Figure 2.6 Régression linéaire illustrant les relations entre le pourcentage de biodégradabilité du carbone organique dissous (% BDOC) et (A) la contribution d'une composante humique omniprésente en milieux terrestres naturels (% F_{MAX}) (B) la contribution des composantes protéiques tryptophane et tyrosine (% F_{MAX}) (C) l'humification index (HIX) et (D) l'indice aromatique (SUVA₂₅₄) de plusieurs cours d'eau urbains et forestiers (Hosen et al., 2014).

D'autre part, lorsque l'urbanisation domine dans l'ensemble du bassin versant, la matière organique du cours d'eau présentera un aspect plus labile et fortement biodisponible par les communautés microbiennes (Figure 2.6B) (Hosen et al., 2014). Peu importe la provenance de la MOD, des facteurs saisonniers comme la température de l'eau semblent avoir un effet limitant sur la biodisponibilité du carbone par les organismes microbiens. Les relations concernant la composition de la MOD et le pourcentage de biodégradation du COD sont significatives seulement lors des saisons plus chaudes (printemps et été). L'ajout de fertilisant dans les cours d'eau urbains et l'augmentation de la température de l'eau au printemps et en été sont deux facteurs déterminants dans la biodisponibilité de la MOD en système aquatique (Hosen et al., 2014). De plus, l'augmentation de la disponibilité en azote et en phosphore dans les cours d'eau urbains et agricoles est susceptible de stimuler les activités bactériennes et par le fait même accentuer la quantité de MOD métaboliser par ces bactéries (Williams et al., 2012).

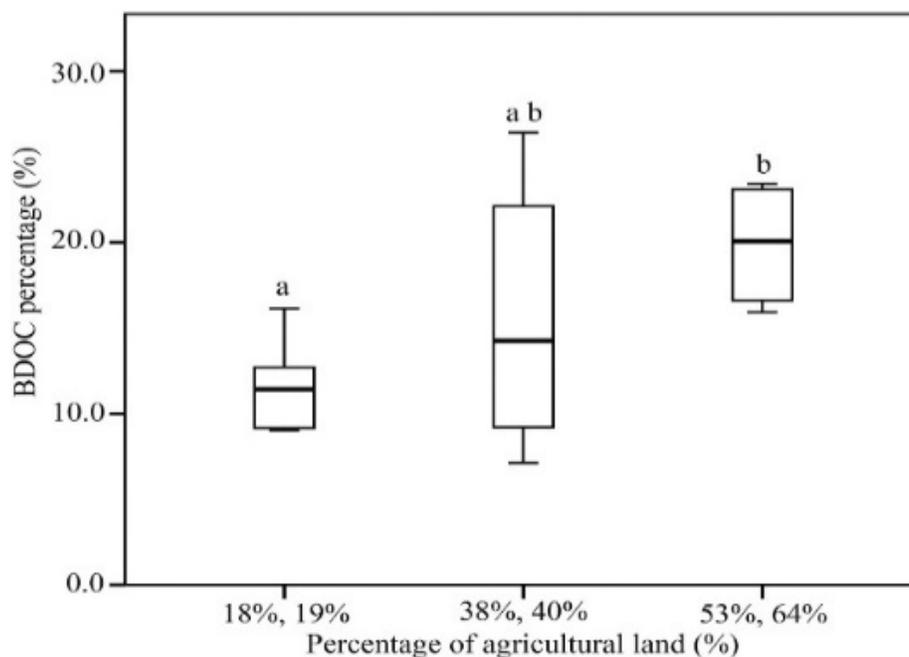


Figure 2.7 Influence du recouvrement agricole dans le bassin versant d'un cours d'eau sur le pourcentage de biodégradabilité du carbone organique dissous. Faible recouvrement (< 25 %), recouvrement moyen (38-40 %) et recouvrement élevé (> 50 %). Les lettres différentes présentent une relation significative (Shang et al., 2018).

Une étude portée par Shang et ses collaborateurs (2018) a vérifié le contrôle des bassins versants sur la biodisponibilité de la MOD de plusieurs cours d'eau. Les chercheurs ont sélectionné sept sous bassins versants ayant différents gradients d'utilisation du territoire par les pâturages et l'agriculture conventionnelle (5-64 %). L'occupation des sols dans un bassin versant semble engendrer un effet mesurable sur la biodisponibilité microbienne de la MOD (Shang et al., 2018). Ces résultats sont contradictoires avec ceux obtenus par Lu et ses collaborateurs (2013) n'ayant visualisé aucune distinction dans la biodégradabilité du carbone entre les milieux forestiers et les milieux agricoles. Cependant, l'occupation intensive du territoire par les pratiques agricoles semble accentuer le transport de carbone labile vers les systèmes aquatiques et par le fait même augmente la biodisponibilité et le taux de dégradation de la MOD. Le carbone présent dans les cours d'eau ayant un bassin versant avec une superficie agricole dépassant 50 % est significativement plus biodisponible pour les communautés bactériennes que les milieux aquatiques traversant un bassin versant où le recouvrement par l'agriculture est inférieur à 25 % (Figure 2.7) (Shang et al., 2018).

En prenant en considération la variation dans l'intensité du signal en fluorescence (F_{MAX}) des composantes issues de la modélisation PARAFAC, il est possible d'interpréter que les fluorophores protéiques semblent subir une biodégradation beaucoup plus rapidement que les fluorophores humiques, et ce indépendamment de l'intensité agricole entourant le cours d'eau (Shang et al., 2018). Malgré cette information, la contribution de ce fluorophore protéique dans les échantillons d'eau ne permet pas de prédire avec précision la biodisponibilité de la MOD et ne semble donc pas être le meilleur indicateur dans ce contexte. Une modélisation décrit la contribution d'une composante humique terrestre exerçant une influence négative sur la biodisponibilité de la MOD dans les systèmes aquatiques comme étant l'indicateur le plus efficace. Les sols agricoles de cette étude semblent favoriser la production et le transport de MOD d'origine microbienne du bassin versant vers le système aquatique. À la lumière de ces résultats, la MOD humique terrestre ayant un fort poids moléculaire semble réfractaire à la biodégradation et l'agriculture accentue la biodisponibilité de la MOD des cours d'eau en augmentant le transport de composés labiles fraîchement produit par les communautés microbiennes des sols (Shang et al., 2018).

2.6 Dynamique Spatiale et Temporelle

2.6.1 Contrôles Biologiques et Hydrologiques

Dans les sections précédentes de la revue de la littérature, il a été discuté de l'importance de l'occupation du territoire sur la qualité et la quantité de la MOD présente dans le système aquatique. La composition de la MOD dans le cours d'eau est modulée par la variabilité spatiale dans le bassin versant produisant une multitude de sources de matière organique exportée par différents patrons d'écoulement à l'intérieur des sols (Lee et al., 2020; Shang et al., 2018). Cependant, la dynamique spatiale n'est pas la seule composante à prendre en considération afin d'avoir une compréhension exhaustive de la MOD. La variabilité temporelle apporte de nouvelles conditions climatiques pour le milieu et modifie les facteurs hydrologiques et par la même occasion la composition de la MOD des cours d'eau (Fasching et al., 2019).

Il existe un phénomène spatio-temporel qui contribue à une variation saisonnière entre les contrôles biologiques et hydrologiques sur la composition de la MOD. La production de MOD protéique est davantage influencée par les activités biologiques (autochtone) alors que la production de MOD humique issue des plantes vasculaires et des sols (allochtone) est précurseur des conditions hydrologiques (Jaffé et al., 2008). La contribution des composantes humiques subit une forte ascension lorsque les périodes de crue favorisent le temps de contact entre le sol et l'eau et le transport de matière organique de source terrestre (Fasching et al., 2015; Jaffé et al., 2008). En effet, une élévation du ruissellement de surface contribue à l'exportation de composés ligneux issue de l'horizon du sol enrichi en matière organique par les plantes vasculaires. Ce phénomène contribue à l'ajout de composés aromatiques de fort poids moléculaire vers le système aquatique (Spencer et al., 2010). Au contraire, lorsque les conditions d'écoulement du système aquatique reviennent à un état normal, la contribution du signal protéique de la fluorescence augmente en intensité. La stabilité des conditions hydrologiques et l'augmentation de la température du cours d'eau semblent être précurseur de l'augmentation des activités microbiennes. La composition de la MOD se retrouve contrôlée par les producteurs primaires ce qui coïncide au signal protéique plus élevé dans le système aquatique (Fasching et al., 2015; Jaffé et al., 2008). De plus, cette transition entre le contrôle biologique et hydrologique est fortement corrélée au temps de résidence de la MOD dans le milieu. Le temps de résidence favorise la dégradation de la MOD

d'origine terrestre ainsi qu'une prolifération de la MOD produite par les communautés microbiennes (Larson et al., 2007).

La dynamique temporelle dans la plaine d'inondation du LSP semble être un moteur considérable puisqu'elle engendre une modification dans la contribution des sources de MOD. Les premiers résultats préliminaires produits lors de mon projet de stage de premier cycle semblent refléter une interaction entre l'hydrologie de la plaine et la composition de la MOD. En début de crue, l'augmentation du niveau d'eau est principalement occasionnée par la fonte des neiges dans le bassin versant et par la contribution des différentes masses d'eau en provenance du fleuve et de certaines rivières (tributaires) qui envahissent la plaine. Cette arrivée massive d'eau exporte une grande quantité de MOD humique d'origine terrestre dans la plaine d'inondation du LSP. Lorsque le temps de résidence de l'eau augmente dans la plaine et que la période de décrue s'amorce, la composition de la MOD reflète davantage un signal protéique résultant d'une augmentation des activités microbiennes dans le système aquatique.

2.6.2 Occupation des Sols et Facteurs Hydrologiques

Face aux conditions environnementales actuelles où le réchauffement climatique accentue l'intensité des épisodes extrêmes comme les inondations, il est primordial de mettre une emphase sur les modifications qu'engendrent ces changements sur la MOD et les nutriments. Cette attention particulière est d'autant plus importante dans les bassins versants hautement perturbés par l'agriculture. Il est possible que l'utilisation du territoire et les facteurs hydrologiques jouent de pair afin de moduler la composition et la biodisponibilité de la MOD. L'ampleur de l'association entre ces deux composantes et leurs impacts sur la dynamique de la MOD demandent donc une attention particulière en écologie aquatique. Il semble donc primordial d'intégrer une échelle spatiale (utilisation du territoire) et temporelle (conditions hydrologiques) afin de mieux prédire les impacts des inondations sur la dynamique et la composition de la MOD (Fasching et al., 2019).

L'agriculture est un exemple clé de l'interaction entre l'occupation des sols et l'hydrologie sur la dynamique de la MOD. La présence de l'agriculture sur le territoire limite le signal aromatique occasionné par les processus de lixiviation de la matière organique issue de sources forestières normalement observés en période de crue et favorise plutôt un signal protéique dans le pool de MOD (Fasching et al., 2019). Cette diminution de la complexité moléculaire de la MOD

peut être causée par un épuisement des sources terrestres aromatique lorsque le sol est régulièrement soumis à un travail intensif. De plus, la vulnérabilité des bassins versants agricoles face aux conditions hydrologiques extrêmes contribuera au transport accru de ce carbone terrestre vers l'aval du cours d'eau (Fasching et al., 2019; Jarecki et Lal, 2003; Raymond et al., 2016; Wilson et Xenopoulos, 2009). Par ailleurs, la présence de l'agriculture à proximité d'un cours d'eau augmente la disponibilité en nutriments ce qui contribue à l'accroissement de la dégradation de la matière terrestre par les communautés microbiennes (Chu et al., 2007). Toutefois, l'interaction entre l'hydrologie et l'agriculture nécessite un regard temporel et une connaissance des caractéristiques du bassin versant afin de bien décerner la dynamique de la MOD dans l'environnement aquatique. En effet, le signal protéique normalement observé en agriculture peut s'estomper en début de crue lorsque la charge en MOD terrestre aromatique provenant des milieux naturels avoisinant est à son maximum (Fasching et al., 2019).

Lors de conditions hydrologiques extrêmes, les écosystèmes terrestres où l'expansion de l'agriculture est importante favorisent l'augmentation des teneurs en nutriments et en COD exportées vers le réseau aquatique. Cependant, il existe un effet seuil lorsque le pourcentage de couverture agricole chute en dessous de 65 % sur le territoire et laisse davantage place aux paysages naturels. La présence de ce seuil permet d'affirmer le rôle limitant des milieux naturels sur le transport du COD et des nutriments vers le cours d'eau. La présence d'un minimum de 30 à 40 % de forêts, de prairies et de milieux humides dans le bassin versant d'un cours d'eau est donc suggérée afin de réduire les impacts physiques et écologiques occasionnés par les conditions hydrologiques particulières (ex. inondations). Le rôle tampon des milieux naturels s'exerce en raison de leur forte hétérogénéité et de leur complexité structurelle au niveau du paysage (Fasching et al., 2019). Cette caractéristique limite la connectivité hydrologique entre le milieu terrestre et l'écosystème aquatique. Les systèmes agricoles offrent un paysage beaucoup plus homogène que leur homologue naturel. Ceci provoque une plus grande connectivité hydrologique entre le bassin versant et le cours d'eau ce qui engendre une réduction du temps de stockage de l'eau et son transport accru par les couches superficielles du sol (Fasching et al., 2019; Shang et al., 2018). Ce rôle tampon créé par les milieux naturels est malheureusement limité par les facteurs hydrologiques. En effet, les bassins versants plus susceptibles d'être fortement affectés par des épisodes d'inondation nécessitent davantage de recouvrement par les milieux naturels afin

de limiter la décharge en COD et en nutriments provenant de l'agriculture dans le cours d'eau et par la même occasion améliorer la qualité de l'eau (Fasching et al., 2019).

Malgré les évidences que les milieux naturels accentuent la résilience des rivières situées en milieux agricoles, les effets d'un tel seuil en plaine inondable demeurent relativement peu étudiés. En effet, une attention particulière devrait être mise en place afin de préserver une quantité suffisante de paysages naturels dans la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre et dans la zone littorale du lac. Quantifier le rôle des milieux naturels et de l'agriculture sur la qualité et la quantité de MOD exportée dans la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre semble être un point de départ afin d'établir quels aménagements du territoire seraient les plus propices d'améliorer le fonctionnement de cet écosystème.

2.7 Références

- Aiken, G. R., (2014). Florescence and Dissolved Organic Matter: A Chemist's Perspective. Dans Coble, P. G., Lead, J., Baker, A., Reynolds, D. M., et Spencer, R. G. (Éd.), *Aquatic organic matter fluorescence* (35-74). New York, États-Unis: Cambridge University Press.
- Aiken G. R., McKnight D., Wershaw R. L., et MacCarthy P. (1985). An introduction to humic substances in soil, sediment and water. Dans Aiken GR, McKnight D, Wershaw RL, MacCarthy P (Éd.), *Humic Substances in Soil, Sediment and Water*. John Wiley & Sons: New York; 203.
- Aitkenhead-Peterson, J. A., McDowell, W. H., et Neff, J. C. (2003). Sources, Production, and Regulation of Allochthonous Dissolved Organic Matter Inputs to Surface Waters. Dans Findlay, S. et Sinsabaugh, R. L. (Éd.), *Aquatic ecosystems: Interactivity of dissolved organic matter*. (25-70). San Diego, California: Academic Press.
- Azam, F., et B. C. Cho. 1987. Bacterial utilization of organic matter in the sea. Dans M. Fletcher, C. R. G. Gray, and J. G. Jones. (Éd.), *Ecology of Microbial Communities* (pp. 261-281). Cambridge, UK: Cambridge Univ. Press.
- Baines, S. B., et Pace, M. L. (1991). The production of dissolved organic matter by phytoplankton and its importance to bacteria: patterns across marine and freshwater systems. *Limnology and oceanography*, 36(6), 1078-1090. <https://doi.org/10.4319/lo.1991.36.6.1078>
- Battin, T. J., Luysaert, S., Kaplan, L. A., Aufdenkampe, A. K., Richter, A. et Tranvik, L. J. (2009). The boundless carbon cycle. *Nature Geoscience*, 2(9), 598-600. <https://doi.org/10.1038/ngeo618>
- Bernot, M. J., Sobota, D. J., Hall Jr, R. O., Mulholland, P. J., Dodds, W. K., Webster, J. R., Tank, J.L., Ashkenas, L.R., Cooper, L.W., Dahm, C.N., Gregory, S. V., grimm, N. B., Hamilton, S.K., Johnson, S. L., McDowell, W. H., Meyer, J. L., Peterson, B., Poole, G. C., Valett, H. M., Arango, C., Jake J. Beaulieu, J. J., Burgin, A. J., Crenshaw. C., Helton, A. M., Johnson, L., Merriam, J., Niederlehner, B. R., O'Brien, J. M., Potter, J. D., Sheibley, R. W., Thomas, S. M., Wilson, K., et Wilson, K. Y. M. (2010). Inter-regional comparison of land-use effects on stream metabolism. *Freshwater Biology*, 55(9), 1874-1890. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02422.x>
- Bertilsson, S., et Jones, J. B. Jr. (2003). Supply of Dissolved Organic Matter to Aquatic Ecosystems: Autochthonous Sources. Dans Findlay, S. et Sinsabaugh, R. L. (Éd.), *Aquatic ecosystems: Interactivity of dissolved organic matter*. (3-24). San Diego, California: Academic Press.
- Bianchi, T. S., Filley, T., Dria, K., et Hatcher, P. G. (2004). Temporal variability in sources of dissolved organic carbon in the lower Mississippi River. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 68(5), 959-967. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2003.07.011>

- Bro, R. (1997). PARAFAC. Tutorial and applications. *Chemometrics and intelligent laboratory systems*, 38(2), 149-172.
- Cammack, W. L., Kalff, J., Prairie, Y. T., et Smith, E. M. (2004). Fluorescent dissolved organic matter in lakes: relationships with heterotrophic metabolism. *Limnology and Oceanography*, 49(6), 2034-2045. <https://doi.org/10.4319/lo.2004.49.6.2034>
- Coble, P. G. (1996). Characterization of marine and terrestrial DOM in seawater using excitation-emission matrix spectroscopy. *Marine chemistry*, 51(4), 325-346. [https://doi.org/10.1016/0304-4203\(95\)00062-3](https://doi.org/10.1016/0304-4203(95)00062-3)
- Coble, P. G., Del Castillo, C. E., et Avril, B. (1998). Distribution and optical properties of CDOM in the Arabian Sea during the 1995 Southwest Monsoon. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 45(10-11), 2195-2223. [https://doi.org/10.1016/S0967-0645\(98\)00068-X](https://doi.org/10.1016/S0967-0645(98)00068-X)
- Coble, P. G., Green, S. A., Blough, N. V., et Gagosian, R. B. (1990). Characterization of dissolved organic matter in the Black Sea by fluorescence spectroscopy. *Nature*, 348(6300), 432-435. <https://doi.org/10.1038/348432a0>
- Cole, J. J., Likens, G. E., et Strayer, D. L. (1982). Photosynthetically produced dissolved organic carbon: An important carbon source for planktonic bacteria 1. *Limnology and oceanography*, 27(6), 1080-1090. <https://doi.org/10.4319/lo.1982.27.6.1080>
- Cole, J. J., Prairie, Y. T., Caraco, N. F., McDowell, W. H., Tranvik, L. J., Striegl, R. G., Duarte, C. M., Kortelainen, P., Downing, J. A., Middelburg, J. J., et Melack, J. (2007). Plumbing the global carbon cycle: integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems*, 10(1), 172-185. <https://doi.org/10.1007/s10021-006-9013-8>
- Cory, R. M., et Kaplan, L. A. (2012). Biological lability of streamwater fluorescent dissolved organic matter. *Limnology and Oceanography*, 57(5), 1347-1360. <https://doi.org/10.4319/lo.2012.57.5.1347>
- Cory, R. M., Miller, M. P., McKnight, D. M., Guerard, J. J., et Miller, P. L. (2010). Effect of instrument-specific response on the analysis of fulvic acid fluorescence spectra. *Limnology and Oceanography: Methods*, 8(2), 67-78. <https://doi.org/10.4319/lom.2010.8.67>
- Cronan, C. S., Piampiano, J. T., et Patterson, H. H. (1999). Influence of land use and hydrology on exports of carbon and nitrogen in a Maine river basin. *Journal of Environmental Quality*, 28(3), 953-961. <https://doi.org/10.2134/jeq1999.00472425002800030028x>
- Cowie, G. L., et Hedges, J. I. (1992). Improved amino acid quantification in environmental samples: charge-matched recovery standards and reduced analysis time. *Marine chemistry*, 37(3-4), 223-238. [https://doi.org/10.1016/0304-4203\(92\)90079-P](https://doi.org/10.1016/0304-4203(92)90079-P)
- Dalva, M., et Moore, T. R. (1991). Sources and sinks of dissolved organic carbon in a forested swamp catchment. *Biogeochemistry*, 15(1), 1-19. <https://doi.org/10.1007/BF00002806>.

- del Giorgio, P. A., et Davis, J. (2003). Patterns in Dissolved Organic Matter Lability and Consumption across Aquatic Ecosystems. Dans Findlay, S. et Sinsabaugh, R. L. (Éd.), *Aquatic ecosystems: Interactivity of dissolved organic matter*. (399-424). San Diego, California: Academic Press.
- Del Vecchio, R., et Blough, N. V. (2004). On the origin of the optical properties of humic substances. *Environmental science & technology*, 38(14), 3885-3891. <https://doi.org/10.1021/es049912h>
- Duan, S., Bianchi, T. S., et Sampere, T. P. (2007). Temporal variability in the composition and abundance of terrestrially-derived dissolved organic matter in the lower Mississippi and Pearl Rivers. *Marine Chemistry*, 103(1-2), 172-184. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2006.07.003>
- Elliott, S., Lead, J. R., et Baker, A. (2006). Thermal quenching of fluorescence of freshwater, planktonic bacteria. *Analytica chimica acta*, 564(2), 219-225. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2006.01.087>
- Fasching, C., Ulseth, A. J., Schelker, J., Steniczka, G., et Battin, T. J. (2016). Hydrology controls dissolved organic matter export and composition in an Alpine stream and its hyporheic zone. *Limnology and oceanography*, 61(2), 558-571. <https://doi.org/10.1002/lno.10232>
- Fasching, C., Wilson, H. F., D'Amario, S. C., et Xenopoulos, M. A. (2019). Natural land cover in agricultural catchments alters flood effects on DOM composition and decreases nutrient levels in streams. *Ecosystems*, 22(7), 1530-1545. <https://doi.org/10.1007/s10021-019-00354-0>
- Fee, E. J., Hecky, R. E., Kasian, S. E. M., et Cruikshank, D. R. (1996). Effects of lake size, water clarity, and climatic variability on mixing depths in Canadian Shield lakes. *Limnology and oceanography*, 41(5), 912-920. <https://doi.org/10.4319/lo.1996.41.5.0912>
- Fellman, J. B., D'Amore, D. V., Hood, E., et Boone, R. D. (2008). Fluorescence characteristics and biodegradability of dissolved organic matter in forest and wetland soils from coastal temperate watersheds in southeast Alaska. *Biogeochemistry*, 88(2), 169-184. <https://doi.org/10.1007/s10533-008-9203-x>
- Fellman, J. B., Hood, E., D'Amore, D. V., Edwards, R. T., et White, D. (2009). Seasonal changes in the chemical quality and biodegradability of dissolved organic matter exported from soils to streams in coastal temperate rainforest watersheds. *Biogeochemistry*, 95(2-3), 277-293. <https://doi.org/10.1007/s10533-009-9336-6>
- Fellman, J. B., Hood, E. et Spencer, R. G. (2010). Fluorescence spectroscopy opens new windows into dissolved organic matter dynamics in freshwater ecosystems: A review. *Limnology and oceanography*, 55(6), 2452-2462. <https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.6.2452>
- Findlay, S. et Sinsabaugh, R. L. (2003). *Aquatic ecosystems: Interactivity of dissolved organic matter*. San Diego, California: Academic Press.

- Fuß, T., Behounek, B., Ulseth, A. J., et Singer, G. A. (2017). Land use controls stream ecosystem metabolism by shifting dissolved organic matter and nutrient regimes. *Freshwater Biology*, 62(3), 582-599. <https://doi.org/10.1111/fwb.12887>
- France, R., Culbert, H., et Peters, R. (1996). Decreased carbon and nutrient input to boreal lakes from particulate organic matter following riparian clear-cutting. *Environmental Management*, 20(4), 579-583.
- Frost, P. C., Larson, J. H., Johnston, C. A., Young, K. C., Maurice, P. A., Lamberti, G. A., et Bridgham, S. D. (2006). Landscape predictors of stream dissolved organic matter concentration and physicochemistry in a Lake Superior river watershed. *Aquatic Sciences*, 68(1), 40-51. <https://doi.org/10.1007/s00027-005-0802-5>
- Graeber, D., Boëchat, I. G., Encina-Montoya, F., Esse, C., Gelbrecht, J., Goyenola, G., Gücker, B., Heinz, M., Kronvang, B., Meerhoff, M., Nimptsch, J., Push, T. M., Silva, C. S. R., Schiller, D. et Zwirnmann, E. (2015). Global effects of agriculture on fluvial dissolved organic matter. *Scientific reports*, 5(16328), 1-8. <https://doi.org/10.1038/srep16328>
- Graeber, D., Gelbrecht, J., Pusch, M. T., Anlanger, C., et von Schiller, D. (2012). Agriculture has changed the amount and composition of dissolved organic matter in Central European headwater streams. *Science of the Total Environment*, 438, 435-446. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.087>
- Gu, N., Song, Q., Yang, X., Yu, X., Li, X., et Li, G. (2020). Fluorescence characteristics and biodegradability of dissolved organic matter (DOM) leached from non-point sources in southeastern China. *Environmental Pollution*, 258(113807), 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113807>
- Guillemette, F., et del Giorgio, P. A. (2011). Reconstructing the various facets of dissolved organic carbon bioavailability in freshwater ecosystems. *Limnology and Oceanography*, 56(2), 734-748. <https://doi.org/10.4319/lo.2011.56.2.0734>
- Helms, J. R., Stubbins, A., Ritchie, J. D., Minor, E. C., Kieber, D. J. et Mopper, K. (2008). Absorption spectral slopes and slope ratios as indicators of molecular weight, source, and photobleaching of chromophoric dissolved organic matter. *Limnology and Oceanography*, 53(3), 955-969. <https://doi.org/10.4319/lo.2008.53.3.0955>
- Hongve, D. (1999). Production of dissolved organic carbon in forested catchments. *Journal of Hydrology*, 224(3-4), 91-99. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(99\)00132-8](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(99)00132-8)
- Hosen, J. D., McDonough, O. T., Febria, C. M., et Palmer, M. A. (2014). Dissolved organic matter quality and bioavailability changes across an urbanization gradient in headwater streams. *Environmental science & technology*, 48(14), 7817-7824. <https://doi.org/10.1021/es501422z>
- Hudson, N., Baker, A., et Reynolds, D. (2007). Fluorescence analysis of dissolved organic matter in natural, waste and polluted waters—a review. *River research and applications*, 23(6), 631-649. <https://doi.org/10.1002/rra.1005>

- Huguet, A., Vacher, L., Relexans, S., Saubusse, S., Froidefond, J. M., et Parlanti, E. (2009). Properties of fluorescent dissolved organic matter in the Gironde Estuary. *Organic Geochemistry*, 40(6), 706-719. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2009.03.002>
- Inamdar, S., Finger, N., Singh, S., Mitchell, M., Levia, D., Bais, H., Scott, D., et McHale, P. (2012). Dissolved organic matter (DOM) concentration and quality in a forested mid-Atlantic watershed, USA. *Biogeochemistry*, 108(1-3), 55-76.
- Jaffé, R., McKnight, D., Maie, N., Cory, R., McDowell, W. H. et Campbell, J. L. (2008). Spatial and temporal variations in DOM composition in ecosystems: The importance of long-term monitoring of optical properties. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 113(G4), 1-15. <https://doi.org/10.1029/2008JG000683>
- Jarecki, M. K., et Lal, R. (2003). Crop management for soil carbon sequestration. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 22(6), 471-502. <https://doi.org/10.1080/713608318>
- Kaiser, K., et Kalbitz, K. (2012). Cycling downwards—dissolved organic matter in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 52, 29-32. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.04.002>
- Kalbitz, K., Glaser, B., et Bol, R. (2004). Clear-cutting of a Norway spruce stand: implications for controls on the dynamics of dissolved organic matter in the forest floor. *European Journal of Soil Science*, 55(2), 401-413. <https://doi.org/10.1111/j.1351-0754.2004.00609.x>
- Kalbitz, K., Schmerwitz, J., Schwesig, D., et Matzner, E. (2003). Biodegradation of soil-derived dissolved organic matter as related to its properties. *Geoderma*, 113(3-4), 273-291. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00365-8](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00365-8)
- Kalbitz, K., et Wennrich, R. (1998). Mobilization of heavy metals and arsenic in polluted wetland soils and its dependence on dissolved organic matter. *Science of the total environment*, 209(1), 27-39. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(97\)00302-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(97)00302-1)
- Kepkay, P. E., Niven, S. E. H., et Milligan, T. G. (1993). Low molecular weight and colloidal DOC production during a phytoplankton bloom. *Marine Ecology Progress Series*, 100(3), 233-244.
- Kirk, J. T. O. (2011). Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. Repéré à <http://biblioproxy.uqtr.ca/login?url=http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=nlebk&AN=344691&site=ehost-live>
- Lampert, W. (1978). Release of dissolved organic carbon by grazing zooplankton. *Limnology and Oceanography*, 23(4), 831-834. <https://doi.org/10.4319/lo.1978.23.4.0831>.
- Laurion, I., Vincent, W. F., et Lean, D. R. (1997). Underwater ultraviolet radiation: development of spectral models for northern high latitude lakes. *Photochemistry and Photobiology*, 65(1): 107-114.

- Lee, M. H., Lee, S. Y., Yoo, H. Y., Shin, K. H., et Hur, J. (2020). Comparing optical versus chromatographic descriptors of dissolved organic matter (DOM) for tracking the non-point sources in rural watersheds. *Ecological Indicators*, 117(106682), 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106682>
- Maloney, K. O., et Weller, D. E. (2011). Anthropogenic disturbance and streams: land use and land-use change affect stream ecosystems via multiple pathways. *Freshwater Biology*, 56(3), 611-626. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02522.x>
- Marín-Spiotta, E., Gruley, K. E., Crawford, J., Atkinson, E. E., Miesel, J. R., Greene, S., Cordona-Correa, C., et Spencer, R. G. M. (2014). Paradigm shifts in soil organic matter research affect interpretations of aquatic carbon cycling: transcending disciplinary and ecosystem boundaries. *Biogeochemistry*, 117(2), 279-297. <https://doi.org/10.1007/s10533-013-9949-7>
- Marschner, B., et Kalbitz, K. (2003). Controls of bioavailability and biodegradability of dissolved organic matter in soils. *Geoderma*, 113(3-4), 211-235. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00362-2](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00362-2)
- McKnight, D. M., Boyer, E. W., Westerhoff, P. K., Doran, P. T., Kulbe, T. et Andersen, D. T. (2001). Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity. *Limnology and Oceanography*, 46(1), 38-48. <https://doi.org/10.4319/lo.2001.46.1.0038>
- Meyer, J. L., Wallace, J. B., et Eggert, S. L. (1998). Leaf litter as a source of dissolved organic carbon in streams. *Ecosystems*, 1(3), 240-249. <https://doi.org/10.1007/s100219900019>
- Molot, L. A., Keller, W., Leavitt, P. R., Robarts, R. D., Waiser, M. J., Arts, M. T., Clair, T. A., Pienitz, R., Yan, N. D., McNicol, D. K., Prairie, Y. T., Dillon, P. J., Macrae, M., Bello, R., Nordin, R. N., Curtis, P. J., Smol, J. P., et Douglas, M. S. V. (2004). Risk analysis of dissolved organic matter-mediated ultraviolet B exposure in Canadian inland waters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61(12), 2511-2521. <https://doi.org/10.1139/f04-165>
- Mopper, K., Feng, Z., Bentjen, S. B., et Chen, R. F. (1996). Effects of cross-flow filtration on the absorption and fluorescence properties of seawater. *Marine Chemistry*, 55(1-2), 53-74. [https://doi.org/10.1016/S0304-4203\(96\)00048-5](https://doi.org/10.1016/S0304-4203(96)00048-5)
- Moran, M. A., et Hodson, R. E. (1990). Bacterial production on humic and nonhumic components of dissolved organic carbon. *Limnology and Oceanography*, 35(8), 1744-1756. <https://doi.org/10.4319/lo.1990.35.8.1744>
- Moran, M. A., et Zepp, R. G. (1997). Role of photoreactions in the formation of biologically labile compounds from dissolved organic matter. *Limnology and Oceanography*, 42(6), 1307-1316. <https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.6.1307>
- Mulholland, P.J., (2003). Large-scale patterns in dissolved organic carbon concentration, flux, and sources. Findlay, S. et Sinsabaugh, R. L (Éd.), *Aquatic Ecosystems: Interactivity of Dissolved Organic Matter*, pp. 139–159. San Diego, California. Academic Press.

- Murphy, K. R., Stedmon, C. A., Graeber, D., et Bro, R. (2013). Fluorescence spectroscopy and multi-way techniques. *PARAFAC. Analytical Methods*, 5(23), 6557-6566.
- Murphy, K. R., Stedmon, C. A., Waite, T. D., et Ruiz, G. M. (2008). Distinguishing between terrestrial and autochthonous organic matter sources in marine environments using fluorescence spectroscopy. *Marine Chemistry*, 108(1-2), 40-58.
<https://doi.org/10.1016/j.marchem.2007.10.003>
- Ohno, T. (2002). Fluorescence inner-filtering correction for determining the humification index of dissolved organic matter. *Environmental science & technology*, 36(4), 742-746.
<https://doi.org/10.1021/es0155276>
- Ohno, T. et Bro, R. (2006). Dissolved organic matter characterization using multiway spectral decomposition of fluorescence landscapes. *Soil Science Society of America Journal*, 70(6), 2028-2037. <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0005>
- Ohno, T., Griffin, T. S., Liebman, M., et Porter, G. A. (2005). Chemical characterization of soil phosphorus and organic matter in different cropping systems in Maine, USA. *Agriculture, ecosystems & environment*, 105(4), 625-634. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.08.001>
- Pace, M. L. (1991). The production of dissolved organic matter by phytoplankton and its importance to bacteria: patterns across marine and freshwater systems. *Limnology and oceanography*, 36(6), 1078-1090. <https://doi.org/10.4319/lo.1991.36.6.1078>.
- Pace, M. L., Cole, J. J., Carpenter, S. R., Kitchell, J. F., Hodgson, J. R., Van de Bogert, M. C., Bade, D. L., Kritzberg, E. S., et Bastviken, D. (2004). Whole-lake carbon-13 additions reveal terrestrial support of aquatic food webs. *Nature*, 427(6971), 240-243.
<https://doi.org/10.1038/nature02227>
- Parlanti, E., Wörz, K., Geoffroy, L. et Lamotte, M. (2000). Dissolved organic matter fluorescence spectroscopy as a tool to estimate biological activity in a coastal zone submitted to anthropogenic inputs. *Organic geochemistry*, 31(12), 1765-1781.
[https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(00\)00124-8](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(00)00124-8)
- Patel-Sorrentino, N., Mounier, S., Lucas, Y., et Benaim, J. Y. (2004). Effects of UV-visible irradiation on natural organic matter from the Amazon basin. *Science of the total Environment*, 321(1-3), 231-239. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2003.08.017>
- Petrone, K. C., Fellman, J. B., Hood, E., Donn, M. J., et Grierson, P. F. (2011). The origin and function of dissolved organic matter in agro-urban coastal streams. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 116(G1), 1-13. <https://doi.org/10.1029/2010JG001537>
- Pisani, O., Bosch, D. D., Coffin, A. W., Endale, D. M., Liebert, D., et Strickland, T. C. (2020). Riparian land cover and hydrology influence stream dissolved organic matter composition in an agricultural watershed. *Science of The Total Environment*, 717(137165), 1-12.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137165>

- Pomeroy, L. R. (1974). The ocean's food web, a changing paradigm. *Bioscience*, 24(9), 499-504. <https://doi.org/10.2307/1296885>.
- Prairie, Y. T. (2008). Carbocentric limnology: looking back, looking forward. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65(3), 543-548. <https://doi.org/10.1139/f08-011>
- Reynolds, D. M. (2003). Rapid and direct determination of tryptophan in water using synchronous fluorescence spectroscopy. *Water Research*, 37(13), 3055-3060. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00153-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00153-2)
- Shang, P., Lu, Y., Du, Y., Jaffé, R., Findlay, R. H., et Wynn, A. (2018). Climatic and watershed controls of dissolved organic matter variation in streams across a gradient of agricultural land use. *Science of the Total Environment*, 612, 1442-1453. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.322>
- Shao, T., et Wang, T. (2020). Effects of land use on the characteristics and composition of fluvial chromophoric dissolved organic matter (CDOM) in the Yiluo River watershed, China. *Ecological Indicators*, (114), 106332. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106332>
- Singh, S., Dash, P., Silwal, S., Feng, G., Adeli, A., et Moorhead, R. J. (2017). Influence of land use and land cover on the spatial variability of dissolved organic matter in multiple aquatic environments. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(16), 14124-14141. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8917-5>
- Song, N. H., Chen, L., et Yang, H. (2008). Effect of dissolved organic matter on mobility and activation of chlorotoluron in soil and wheat. *Geoderma*, 146(1-2), 344-352. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.05.031>
- Spencer, R. G., Hernes, P. J., Ruf, R., Baker, A., Dyda, R. Y., Stubbins, A., et Six, J. (2010). Temporal controls on dissolved organic matter and lignin biogeochemistry in a pristine tropical river, Democratic Republic of Congo. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 115(G3). <https://doi.org/10.1029/2009JG001180>
- Stedmon, C. A., et Bro, R. (2008). Characterizing dissolved organic matter fluorescence with parallel factor analysis: a tutorial. *Limnology and Oceanography: Methods*, 6(11), 572-579. <https://doi.org/10.4319/lom.2008.6.572>
- Stedmon, C. A., et Cory, R. M. (2014). Biological Origins and Fate of Fluorescent Dissolved Organic Matter in Aquatic Environments. Dans Coble, P. G., Lead, J., Baker, A., Reynolds, D. M., et Spencer, R. G. (Éd.), *Aquatic organic matter fluorescence* (278-299). New York, États-Unis: Cambridge University Press.
- Stedmon, C. A. et Markager, S. (2005). Resolving the variability in dissolved organic matter fluorescence in a temperate estuary and its catchment using PARAFAC analysis. *Limnology and Oceanography*, 50(2), 686-697. <https://doi.org/10.4319/lo.2005.50.2.0686>

- Stedmon, C. A., Markager, S., et Bro, R. (2003). Tracing dissolved organic matter in aquatic environments using a new approach to fluorescence spectroscopy. *Marine chemistry*, 82(3-4), 239-254. [https://doi.org/10.1016/S0304-4203\(03\)00072-0](https://doi.org/10.1016/S0304-4203(03)00072-0)
- Tockner, K., Pennetzdorfer, D., Reiner, N., Schiemer, F., et Ward, J. V. (1999). Hydrological connectivity, and the exchange of organic matter and nutrients in a dynamic river–floodplain system (Danube, Austria). *Freshwater Biology*, 41(3), 521-535. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00399.x>
- Volk, C. J., Volk, C. B., et Kaplan, L. A. (1997). Chemical composition of biodegradable dissolved organic matter in streamwater. *Limnology and Oceanography*, 42(1), 39-44. <https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.1.0039>
- Weishaar, J. L., Aiken, G. R., Bergamaschi, B. A., Fram, M. S., Fujii, R. et Mopper, K. (2003). Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon. *Environmental science & technology*, 37(20), 4702-4708. <https://doi.org/10.1021/es030360x>
- Wilkinson, G. M., Pace, M. L., et Cole, J. J. (2013). Terrestrial dominance of organic matter in north temperate lakes. *Global Biogeochemical Cycles*, 27(1), 43-51. <https://doi.org/10.1029/2012GB004453>
- Williams, C. J., Scott, A. B., Wilson, H. F., et Xenopoulos, M. A. (2012). Effects of land use on water column bacterial activity and enzyme stoichiometry in stream ecosystems. *Aquatic sciences*, 74(3), 483-494. <https://doi.org/10.1007/s00027-011-0242-3>
- Williams, C. J., Yamashita, Y., Wilson, H. F., Jaffé, R. et Xenopoulos, M. A. (2010). Unraveling the role of land use and microbial activity in shaping dissolved organic matter characteristics in stream ecosystems. *Limnology and Oceanography*, 55(3), 1159-1171. <https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.3.1159>
- Wilson, H. F. et Xenopoulos, M. A. (2009). Effects of agricultural land use on the composition of fluvial dissolved organic matter. *Nature Geoscience*, 2(1), 37-41. <https://doi.org/10.1038/ngeo391>
- Xenopoulos, M. A., Barnes, R. T., Boodoo, K. S., Butman, D., Catalán, N., D’Amario, S. C., Fasching, C., Kothawala, D. N., Pisani, O., Solomon, C. T., Spencer, R. G. M., Williams, C. J., Wilson, H. F. (2021). How humans alter dissolved organic matter composition in freshwater: relevance for the Earth’s biogeochemistry. *Biogeochemistry*, 1-26. <https://doi.org/10.1007/s10533-021-00753-3>
- Zhang, M., et Zhang, H. (2010). Co-transport of dissolved organic matter and heavy metals in soils induced by excessive phosphorus applications. *Journal of Environmental Sciences*, 22(4), 598-606. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60151-0](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60151-0)
- Zsolnay, A., Baigar, E., Jimenez, M., Steinweg, B. et Saccomandi, F. (1999). Differentiating with fluorescence spectroscopy the sources of dissolved organic matter in soils subjected to drying. *Chemosphere*, 38(1), 45-50. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(98\)00166-0](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(98)00166-0) [Get rights and content](#)

Chapitre 3

L'agriculture modifie la composition et la biodégradabilité de la matière organique dissoute en plaine d'inondation tempérée

Manuscrit en préparation pour le Journal of Geophysical research: Biogeosciences

Mathieu Michaud¹, Gilbert Cabana¹, François Guillemette¹

¹Département des sciences de l'environnement, Université du Québec à Trois-Rivières, Trois-Rivières, Québec, H2X 3X8, Canada

Résumé

Les milieux naturels présents dans les zones littorales font face à des impacts anthropiques grandissants. La région de la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre (LSP) n'en fait pas exception alors que sa matrice paysagère est principalement dominée par l'agriculture. Cette modification de l'usage des terres dans le bassin versant pourrait modifier la concentration et la composition de la matière organique dissoute (MOD) relarguée des sols de la plaine vers le milieu aquatique de la zone littorale. Cette étude s'est penchée sur la concentration, la composition et la biodégradabilité de la MOD le long d'un gradient de naturalité allant des cultures agricoles conventionnelles et celles ayant adopté des pratiques agroenvironnementales, aux prairies et aux forêts naturelles. De plus, 11 tributaires ont été échantillonnés dans le but de caractériser la qualité de la MOD qui envahit la plaine en début d'inondation. Les échantillons d'eau ont été analysés afin de déterminer leurs concentrations en carbone organique dissous (COD), leurs caractéristiques optiques en fluorescence et en absorbance (modélisation PARAFAC) ainsi que la quantité de COD biodégradée par les communautés bactériennes. La MOD issue des milieux agricoles présentait un plus haut taux de matière organique protéique, labile et aliphatique. Cette MOD fraîchement produite à même le milieu aquatique peut être attribuée à l'augmentation des apports en éléments nutritifs favorisant la production de MOD issue des activités bactériennes. La MOD des milieux naturels était associée à des composés humiques, aromatiques et plus récalcitrants à la biodégradation typique des milieux terrestres. De plus, nos résultats reflètent l'importance de la période d'inondation sur la composition de la MOD. L'arrivée de l'eau des tributaires lors de la phase initiale accentue le signal humique et terrestre de la MOD alors que la décrue de la plaine en phase finale coïncide avec l'augmentation des sources protéiques et microbiennes. Finalement, la diversité du paysage littoral de la plaine d'inondation du LSP influence la composition de la MOD retrouvée dans l'environnement aquatique. Cette variété de composition semble prédire le sort de la MOD alors que les composés protéiques seront consommés par les communautés bactériennes de la plaine et que la fraction humique et terrestre sera transportée vers l'aval représentant ainsi une source de COD pour le fleuve Saint-Laurent.

Mots-clés : Matière organique dissoute, lac Saint-Pierre, plaine d'inondation, utilisation des terres, gradient de naturalité, tributaires, agriculture, caractéristiques spectrales, modélisation PARAFAC, biodégradabilité.

3.1 Introduction

Par son omniprésence et sa complexité moléculaire, la matière organique dissoute (MOD) remplit de nombreux rôles pour les milieux aquatiques, dont celui de moduler le cycle du carbone (Battin et al., 2009), d'influencer les propriétés spectrales de l'eau (Fee et al., 1996) et de mobiliser des contaminants (Kaushal et al., 2018). De plus, la MOD d'origine terrestre représente la plus importante source de carbone transférée vers les écosystèmes aquatiques et fournit une source d'énergie considérable à la base des réseaux trophiques (Battin et al., 2009; Graeber et al., 2012). Ces apports de MOD transportés vers les cours d'eau peuvent donc réguler les fonctions de l'écosystème par les processus microbiens (respiration bactérienne et productivité primaire) et du même coup influencer la quantité de CO₂ émise vers l'atmosphère, séquestrée dans les sédiments et transportée vers les océans (Battin et al., 2009; Cole et al., 2007). Par conséquent, l'altération des apports de MOD par les activités humaines représente une menace potentielle pour ces fonctions écosystémiques étant donnée leur étroite interaction avec la composition de la matière organique. Ainsi, la modification du paysage et des bassins versants par les activités humaines a le potentiel d'influencer non seulement la composition, mais également le sort de la MOD transportée vers l'environnement aquatique (Xenopoulos et al., 2021).

La composition de la MOD aquatique est étroitement dépendante des apports de matière organique provenant du bassin versant. Ces apports sont reliés à l'utilisation du territoire et ils induisent un contrôle sur les propriétés chimiques de la MOD exportée vers l'environnement aquatique (Williams et al., 2010; Wilson et Xenopoulos, 2009). En effet, la perte de milieux naturels reliée à l'intensification agricole est l'une des principales causes de modification de la MOD. Ce changement se traduit par une MOD de plus faible complexité moléculaire et enrichie en composés protéiques et aliphatiques (Fasching et al., 2019; Wilson et Xenopoulos, 2009). Cette composition particulière de la MOD associée aux milieux anthropisés est susceptible d'influencer la consommation de la MOD par les communautés bactériennes et son introduction à la base du réseau trophique aquatique limitant ainsi son transport vers l'aval du cours d'eau (Hosen et al., 2014). Par le passé, une attention particulière a été portée sur la caractérisation de la MOD dans les bassins versants forestiers (Fellman et al., 2008; Fellman et al., 2009). À ce jour, la modification accélérée du paysage riverain par la déforestation et l'expansion des pratiques agricoles intensives est un signal d'alarme nécessitant la mise en place de stratégies d'évaluation

de la MOD pour les systèmes soumis aux perturbations anthropiques (Lee et al., 2020; Pisani et al., 2020). Dans le contexte géographique de l'étude, les milieux naturels et les cultures pérennes autrefois abondants dans la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre (LSP) ont progressivement laissé place à des cultures annuelles intensives de soya et de maïs (Dauphin et Jobin, 2016). De ce fait, une attention particulière mérite d'être portée afin d'éclaircir l'effet de ce changement d'utilisation des terres sur la qualité de la MOD relarguée des sols vers le milieu aquatique au cours d'une inondation.

En accord avec les besoins d'éclaircir le rôle des modifications apportées au territoire sur la composition de la MOD livrée vers les cours d'eau, développer une approche intégrant les conditions hydrologiques d'un système aquatique semble nécessaire pour comprendre l'exportation et le devenir de la MOD. Cette approche est particulièrement importante en contexte d'inondations récurrentes typiques des plaines inondables. Les conditions hydrologiques associées aux plaines d'inondation génèrent une forte connectivité entre les écosystèmes terrestres riches en carbone et le milieu aquatique favorisant un transport accru de carbone organique dissous (COD) vers le cours d'eau en période de crue (Raymond et Saiers, 2010; Xenopoulos et al., 2021). Par le fait même, alors que la quantité de MOD transportée vers l'environnement aquatique dépend de l'intensité des inondations, la composition de celle-ci semble être un précurseur de l'interaction entre l'hydrologie et l'utilisation du territoire (Fasching et al., 2019). La présence de l'agriculture en zone littorale représente un exemple clé de ce principe d'interaction sur la dynamique de la MOD. En effet, en période d'inondation, les zones littorales bien représentées par les milieux naturels favorisent davantage le transport de MOD humique et aromatique alors que celles étant fortement influencées par l'agriculture accentuent de façon disproportionnée le signal protéique de la MOD dans le système aquatique (Fasching et al., 2019). Cette diminution de complexité moléculaire de la MOD peut être de pair avec le travail intensif des sols qui rend plus vulnérables les milieux agricoles face aux conditions hydrologiques extrêmes. En effet, l'absence de végétation réduit le temps de stockage de l'eau sur la parcelle agricole et favorise le ruissellement de surface. Ce phénomène peut occasionner l'épuisement des sources humiques terrestres présentes à la surface des sols agricoles et accentuer son transport vers l'aval du cours d'eau (Fasching et al., 2019; Jarecki et Lal, 2003; Raymond et al., 2016; Wilson et Xenopoulos, 2009).

Dans cette étude, le premier objectif est d'examiner l'influence d'un gradient de naturalité regroupant plusieurs types d'usage des terres sur la concentration, la composition et la biodégradabilité de la MOD dans un contexte de plaine inondable. Ensuite, le second objectif est de comparer les sources de MOD relarguées des sols provenant des différents types d'utilisation des terres aux intrants de MOD transporté par les tributaires de la zone littorale. Finalement, le troisième objectif est d'explorer la variabilité temporelle dans la concentration, la composition et la biodégradabilité de la MOD au cours de la période d'inondation. Ce dernier objectif est important puisqu'il permet d'intégrer la variation des conditions hydrologiques et climatiques au cours de l'inondation sur la dynamique de la MOD à l'échelle de la plaine. Dans l'intention de répondre à ces objectifs, l'eau correspondant à différents types d'utilisation des terres (cultures agricoles, prairies et forêts) a été récoltée au cours de la crue printanière du LSP en 2019 et en 2022. De plus, 11 tributaires ont été sélectionnés de façon à établir la qualité de la MOD qui inonde la plaine en début d'inondation. Cette étude a permis d'observer des différences de composition de la MOD entre les types d'utilisation des terres en plus d'établir le rôle des conditions hydrologiques de l'inondation sur la concentration, la composition et la biodégradabilité de la MOD.

3.2 Matériels et Méthodes

3.2.1 Zone d'étude

La zone d'étude de ce projet était située dans la plaine d'inondation du LSP. Les recherches étaient concentrées dans le littoral du lac, plus spécifiquement dans la zone subissant des inondations à une récurrence de zéro à deux ans. Les secteurs d'échantillonnages étaient divisés en quatre blocs principaux, soit deux sur la rive nord du lac (Île Dupas et Saint-Barthélemy) et deux sur la rive sud (Pierreville et Baie-du-Febvre) (Figure 3.1). En 2022, deux sites situés dans la baie de Maskinongé et un site à Louiseville ont été ajoutés à la zone d'étude pour la rive nord. Cette section du littoral du LSP a subi d'importantes perturbations durant les dernières années ce qui en fait un territoire intéressant pour évaluer les effets de la modification du territoire sur le sort de la MOD relarguée vers l'environnement aquatique.

La période d'échantillonnage est un élément d'importance étant donné la complexité hydrologique et le dynamisme temporel de la plaine d'inondation du LSP. Il est donc primordial

de suivre l'évolution de la MOD au cours des différentes phases de l'inondation. En effet, la crue printanière peut être caractérisée selon deux phases distinctes par leurs conditions hydrologiques, climatiques et physico-chimiques. Le début de la période d'inondation (avril) est constitué par une forte contribution des ruisseaux agricoles situés dans le bassin versant ainsi que des masses d'eaux contributives de la plaine (tributaires) et constitue la phase initiale pour cette étude. À cette étape, la fonte des neiges occasionne l'arrivée d'une eau froide et turbide (200-1000 FNU) pour la plaine. D'un autre côté, la phase finale de la période d'inondation (mai-juin) correspond à la décrue du fleuve et la vidange de la plaine et est associée à une augmentation de la température de l'eau et à une diminution de la turbidité. Ainsi, deux campagnes d'échantillonnage se sont déroulées durant la crue printanière, soit du 1^{er} mai au 13 juin en 2019 et du 27 avril au 17 mai en 2022.

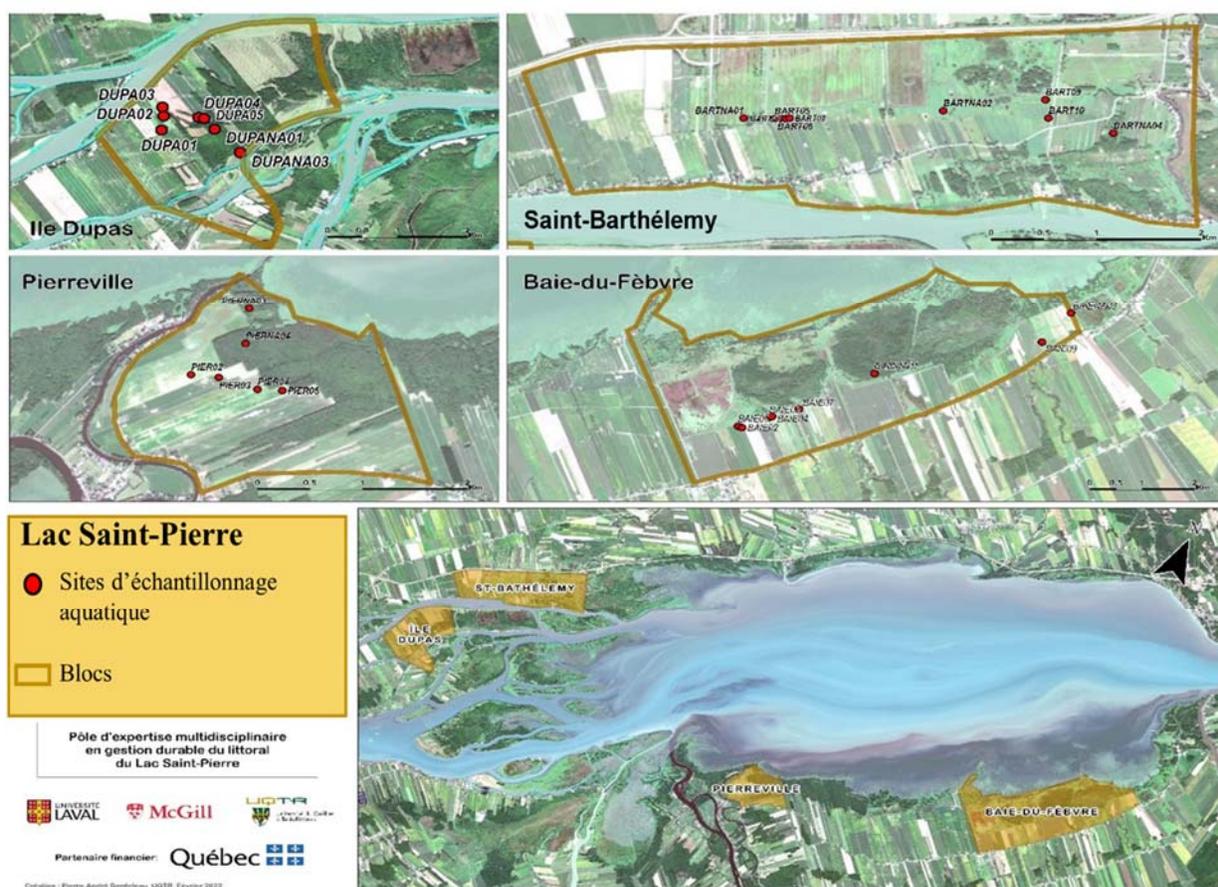


Figure 3.1 Localisation des secteurs d'échantillonnage aquatique situés dans la zone d'inondation de récurrence 0 à 2 ans du lac Saint-Pierre (plaine d'inondation). Ces secteurs sont représentés par les surfaces jaunes, soit Île Dupas, Saint-Barthélemy, Pierreville et Baie-du-Fèbvre. Les points rouges correspondent aux sites de prélèvement de l'eau appartenant aux différents types d'utilisation des terres.

3.2.2 Gradient de naturalité et plan d'échantillonnage

Le dispositif expérimental a été défini par un gradient de naturalité présentant six niveaux de perturbations et permettant de visualiser comment la concentration, la composition et la biodégradabilité de la MOD varient en fonction de l'occupation des sols. Les sites du gradient ont été sélectionnés en limitant les différences d'altitude interbloc.

Tout d'abord, les forêts naturelles (Fn) sont des milieux non cultivés et représentent un usage des terres ayant une intensité de perturbation de niveau un. Ces milieux sont caractérisés par une association végétale arborée (marécages et érablières) qui est adaptée à l'intensité et à la fréquence des inondations. Les niveaux deux, trois et quatre du gradient de naturalité sont les prairies naturelles (Pn), les vieilles prairies (Vp) et les nouvelles prairies (Np) respectivement. Les Pn comprennent des prairies humides et des marais et sont caractérisées par une association végétale herbacée qui résiste à la fréquence des inondations. Les parcelles recouvertes par les Vp et les Np sont caractérisées par une association végétale herbacée composée d'un mélange d'espèces cultivées et d'espèces indigènes résistantes aux inondations annuelles. Contrairement aux Pn, elles subissent des activités de fauche et/ou de pâturage. Les Vp ont été implantées depuis plus de cinq ans alors que les Np sont en processus d'implantation ou implantées depuis moins de cinq ans. Le niveau cinq du gradient de naturalité est défini par des pratiques agricoles améliorées ayant adopté des cultures annuelles de soya et de maïs. Ce type de culture est associé avec des pratiques agroenvironnementales qui incluent une culture de couverture en inter-rang (ray-grass (*Lolium perenne*) dans le maïs, blé d'automne dans le soya), et des bandes herbacées pérennes d'alpiste roseau (*Phalaris arundinacea*). La culture de couverture et les bandes enherbées ne sont pas travaillées à l'automne. Le sixième niveau du gradient est caractérisé par des pratiques agricoles conventionnelles qui comprennent aussi des cultures annuelles de soya et/ou de maïs. Dans ces champs, aucune pratique agroenvironnementale n'y était pratiquée et les sols étaient mis à nu avant l'hiver.

En combinant les années 2019 et 2022, le plan d'échantillonnage regroupait un total 35 sites distincts dont huit étaient situés à l'Île Dupas, 10 à Saint-Barthélemy, sept à Pierreville, sept à Baie-du-Febvre, deux à Maskinongé et un à Louiseville. La division de ces sites en fonction des six niveaux de perturbations regroupait cinq forêts naturelles, cinq prairies naturelles,

six vieilles prairies, trois nouvelles prairies, sept pratiques agricoles améliorées et neuf pratiques agricoles conventionnelles. Ces 35 sites ont été visités à quatre reprises au cours de cette étude, soit lors de deux collectes en 2019 et de deux collectes en 2022. Uniquement les sites où la parcelle était inondée ont pu être échantillonnés menant à un total de 98 prélèvements d'eau. Cependant, l'eau de trois sites appartenant au gradient de naturalité (une Fn à Baie-du-Febvre, une Pt à Saint-Barthélemy et une parcelle agricole conventionnelle à Pierreville) a été échantillonnée entre trois et cinq fois au cours de l'inondation de 2019 afin d'examiner la variation temporelle sur la concentration et la composition de la MOD entre mai et juin 2019.

11 sites associés à des tributaires du LSP responsables de l'arrivée massive de l'eau qui inonde la plaine au moment de la crue printanière ont fait partie du plan d'échantillonnage en 2019. Ces sites ont été sélectionnés pour comparer la MOD relarguée des différentes parcelles (gradient de naturalité) à celle transportée par les masses d'eau (tributaires) situées en amont de la plaine. L'Île Dupas comportait trois sites échantillonnés directement dans le fleuve Saint-Laurent. Ces trois sites sont situés dans la masse d'eau du fleuve en provenance de la rivière des Outaouais. Six sites étaient situés dans le secteur de Saint-Barthélemy, dont deux étaient directement à l'embouchure de la rivière Bayonne et la rivière Chicot alors que quatre autres ont été positionnés à l'ouverture de ruisseaux à l'entrée de la plaine d'inondation. Lors de la crue printanière, une partie de l'eau s'écoulant sur les parcelles à Saint-Barthélemy est issue des rivières Bayonne et Chicot (Campeau, 2022, résultats non publiés). En début de crue, les ruisseaux le long du littoral laissent pénétrer l'eau du fleuve qui longe la rive nord en provenance de ces rivières et l'acheminement vers les parcelles de Saint-Barthélemy. Du côté de Pierreville, un site a été placé dans le tributaire majeur de la plaine dans cette région, soit la rivière Saint-François. Par ailleurs, la masse d'eau du fleuve s'écoulant à partir de la rivière Saint-François longe la rive sud du LSP jusqu'à Baie-du-Febvre et équivaut donc à un tributaire pour ce secteur. Le site (tributaire) pour le secteur de Baie-du-Febvre était alors situé à l'endroit où un ruisseau laissait circuler la masse d'eau originaire de la rivière Saint-François vers les sites du gradient de naturalité. Afin d'intégrer une perspective temporelle, l'eau de la rivière Saint-François à Pierreville a été échantillonnée à quatre reprises durant la période d'inondation.

3.2.3 Échantillonnage de l'eau et entreposage

Pour chacun des sites de la plaine d'inondation (gradient de naturalité) ainsi que les tributaires, des échantillons d'eau ont été récoltés dans des bouteilles préalablement lavées avec de l'acide chlorhydrique 10 % dans le but d'éliminer toutes contaminations organiques. Les échantillons d'eau ont été traités la journée même au laboratoire. Une fraction de l'eau a été filtrée à l'aide d'une pompe péristaltique munie d'un filtre en fibre de verre (GF/F) d'un diamètre de 47 mm et d'une porosité de 0.7 μm afin d'enlever les organismes microbiens. Ce filtrat a servi à la préparation d'un échantillon de 40 ml pour l'analyse de la fluorescence et de l'absorbance et de deux répliques de 40 ml pour l'évaluation des teneurs en COD (mg L^{-1}). Avant leurs analyses, les échantillons de fluorescence/absorbance et de COD ont été conservés à quatre °C dans des fioles préalablement lavées avec de l'acide chlorhydrique 10 % et brûlés à 500 °C pendant cinq heures. Les échantillons de COD ont été acidifiés avec de l'acide chlorhydrique 37 % ($\text{pH} = 2$) afin d'arrêter les réactions biologiques.

3.2.4 Analyses du COD

Les concentrations en COD (mg L^{-1}) des échantillons d'eau ont été mesurées à l'aide d'un analyseur à carbone organique total (COT) de modèle Sivers M9. L'appareil utilise une méthode par radiation UV et oxydation via l'ajout d'ammonium persulfate (agent oxydant) (SUEZ, 2018). Pour chaque échantillon, l'analyseur mesure quatre répliques et rejette celui s'éloignant le plus de la moyenne générale. Par la suite, la moyenne des trois répliques sélectionnés par l'instrument correspond à la valeur de COD pour l'échantillon donné. Pour l'ensemble des échantillons, le coefficient de variation (RSD %) était inférieur à 5 %.

3.2.5 Biodégradabilité du COD

Les données de biodégradabilité du carbone organique dissous (BDOC) ont été recueillies à partir d'analyses de la respiration bactérienne. Pour ce faire, une fraction de l'échantillon d'eau récoltée dans la plaine a été filtrée à l'aide d'une pompe péristaltique munie d'un filtre en fibre de verre (GF/D) d'un diamètre de 47 mm et d'une porosité de 2.7 μm afin de préserver les organismes microbiens. Cette eau filtrée a été placée dans une fiole de verre avec capteur optique (SensorVial SV-PST5-4ml, PreSens) et déposée sur une plaque de lecture optique de consommation d'oxygène

(SDR SensorDish Reader, SDR-787, PreSens) afin de procéder aux analyses de respiration bactérienne. La respiration bactérienne consistait à mesurer la concentration d'oxygène (mg L^{-1}) dans l'échantillon d'eau durant une période de sept jours ou jusqu'à l'apparition d'un plateau dans la courbe de respiration. Les données de respiration ont alors été converties en milligramme de carbone par litre par jour ($\text{mg C L}^{-1} \text{ j}^{-1}$) en utilisant un coefficient respiratoire de 1, ce qui représente la quantité de COD consommé par la communauté bactérienne lors d'une journée d'incubation. Par la suite, cette donnée de consommation a été multipliée par sept afin d'obtenir la quantité de COD consommée au cours d'une semaine (sept jours). Afin d'obtenir la teneur en COD (mg L^{-1}) restante dans l'échantillon d'eau après l'incubation (COD_{t7}), la quantité de COD consommée au cours d'une semaine a été soustraite à la concentration initiale (COD_{t0}). Le pourcentage de BDOC a finalement été calculé à partir de l'équation suivante :

$$\% \text{BCOD} = (\text{COD}_{t0} - \text{COD}_{t7} \div \text{COD}_{t0}) \times 100 \%, \quad (1)$$

ou COD_{t0} et COD_{t7} représentent les concentrations en COD après zéro et sept jours respectivement.

3.2.6 Caractérisation spectrophotométrique de la MOD

Les mesures du spectre d'absorbance à partir de longueurs d'onde allant de 200 à 800 nm ont été réalisées par un spectrophotomètre (UV-VIS *Cary Eclipse*) et d'une cuvette en quartz. Ce spectre a permis de calculer l'indice SUVA_{254} qui est obtenu en divisant la valeur d'absorbance à 254 nm par la concentration COD (mg L^{-1}) (Weishaar et al., 2003). Cet indice est corrélé à l'étendue des arrangements moléculaires aromatiques présents dans la MOD. De plus, ces mesures d'absorbance ont permis de mesurer l'indice S_r qui correspond au ratio entre la pente située dans l'intervalle 275 et 295 nm et de celle située entre 350 et 400 nm. Cet indice est corrélé au poids moléculaire des composés chimiques de la MOD alors que de faibles valeurs sont associées à une MOD ayant un poids moléculaire élevé (Helms et al., 2008).

3.2.7 Matrices d'excitation et d'émission de la fluorescence de la MOD

Un total de 129 matrices d'excitation et d'émission (MEE) ont été générées à l'aide d'un spectrophotomètre à fluorescence (*Cary Eclipse*) et d'une cuvette en quartz. Ces MEE ont été réalisées sur un intervalle d'excitation de 230 à 450 nm (accroissement de 5 nm) et sur un spectre d'émission allant de 300 à 600 nm (accroissement de 2 nm). Les MEE ont été corrigées pour

l'*inner-filter effects* afin de limiter les pertes de fluorescence émises. En effet, une partie de l'intensité lumineuse en excitation et en émission peut être absorbée par les composés moléculaires présents dans l'échantillon d'eau et ainsi diminuer l'émission de fluorescence. Cette correction a été réalisée à partir du spectre d'absorbance de ce même échantillon (McKnight et al., 2001). De plus, la bande de Rayleigh (*Rayleigh scatter effects*) visible sur les MEE a été retirée en ramenant toutes les intensités de fluorescence de cette région à zéro. Les MEE ainsi corrigées ont été normalisées afin de convertir les unités de fluorescence en unités de Raman (R.U.; nm⁻¹) à partir du pic d'intensité Raman produit avec un échantillon d'eau MilliQ. Un blanc mesuré avec de l'eau MilliQ a été soustrait des MEE mesurées la journée même afin de limiter les biais journaliers associés à la lecture de l'instrument (Stedmon et Bro, 2008).

Ces données corrigées ont permis de calculer le *fluorescence index* (FI) généré à partir du ratio entre l'intensité d'émission à 450 nm et celle de 500 nm tous deux induites par une excitation de 370 nm (McKnight et al., 2001). Cet indice permet de distinguer l'origine de la MOD. Des valeurs de FI situées autour de 1.23 sont associées à une MOD dérivant des milieux terrestres (matière végétale) alors que des valeurs s'approchant de 1.68 correspondent à une MOD produite à même le milieu aquatique par les communautés microbiennes (algales et bactériennes) (Cory et al., 2010).

Le *freshness index* (FRESH) a été mesuré par le ratio de l'intensité d'émission à 380 nm à celui de l'intensité maximale retrouvée entre 420 et 435 nm tous deux produits à une excitation de 310 nm (Parlanti et al., 2000). Cet indice nous indique l'état de la MOD alors que des intensités de fluorescence situées dans la région β (FRESH > 1) représentent une MOD fraîchement produite par les communautés microbiennes et les intensités dans le spectre α (FRESH < 0.6) sont associées à une MOD d'origine terrestre ayant un aspect plus dégradé (Huguet et al., 2009).

L'*humification index* (HIX) a été obtenu en divisant la région du spectre d'émission 435-480 nm à celui de 300-445 nm excités à 254 nm (Zsolnay et al., 1999). Cet indice informe sur la contribution des composés humiques et aromatiques dans la MOD. La diminution du ratio H:C associé à un arrangement moléculaire plus complexe déplace l'émission en fluorescence vers de plus grandes longueurs d'onde (*red shift*) (Fellman et al., 2010; Ohno, 2002).

3.2.8 Modélisation en facteur parallèle (PARAFAC)

L'ensemble du jeu de données comprenant les MEE corrigées a été regroupé afin de produire une modélisation en facteur parallèle (PARAFAC). La modélisation PARAFAC a été effectuée à l'aide du logiciel MATLAB et du toolboxe drEEM (v.0.6.3 Murphy et al., 2013). Cette analyse a décomposé la totalité du spectre de fluorescence du jeu de données issu de l'ensemble des MEE en différentes composantes. Ces composantes ont été sélectionnées par le modèle en fonction des spectres d'émission et d'excitation (fluorophores) qui étaient présents dans l'ensemble des échantillons. Le spectre d'intensité total de la fluorescence émise par chacun des échantillons (MEE) a été divisé en fonction de la contribution de chacune des composantes et exprimé en pourcentage (% F_{MAX}). Les distinctions au niveau des caractéristiques spectrales des composantes ont permis une analyse précise de la composition de la MOD et d'interpréter ce changement de composition avec l'occupation du territoire dans la plaine d'inondation (Fellman et al., 2010; Stedmon et Bro, 2008). Le modèle PARAFAC a été validé avec la méthode *split-half validation* (Stedmon et Bro, 2008). Cette méthode consistait à diviser le jeu de données en deux sous-groupes et de leur appliquer le modèle indépendamment. Un modèle comprenant cinq composantes expliquant la majorité de la variation observée dans les MEE a donc été validé (Tableau 3.1). Parmi celles-ci, les composantes C1 et C3 sont associées à une MOD humique, aromatique et d'origine terrestre, la composante C2 est corrélée à la présence de terres agricoles et coïncide à la nouvelle matière humique produite par les communautés microbiennes (algales et bactériennes) et les composantes C4 et C5 représentent des fluorophores protéiques (tryptophane et tyrosine) d'origine autochtone et elles sont positivement corrélées à la biodisponibilité microbienne dans le milieu aquatique (Fellman et al., 2008).

Tableau 3.1 Caractéristiques spectrales et interprétation des cinq composantes identifiées par l'analyse en facteur parallèle (PARAFAC) issue des matrices d'excitation et d'émission

Composantes	Excitation maximale (nm)	Émission maximale (nm)	Description
C1	345	474	Fluorophore humique, origine terrestre (allochtone) ^d
C2	310	412	Fluorophore microbien, associée à la nouvelle production de composés organiques provenant de la production microbienne (autochtone), corrélée avec la présence de terres agricoles dans le bassin versant ^{a-b}
C3	275	514	Fluorophore humique, origine terrestre (allochtone) ^d
C4	285	352	Fluorophore protéique (tryptophane), dérive de la production microbienne (autochtone) ^{d-e} , positivement corrélée à la biodisponibilité microbienne ^c
C5	280	324	Fluorophore protéique (tyrosine), dérive de la production microbienne (autochtone) ^{d-e} , positivement corrélée à la biodisponibilité microbienne ^c

a Cory et Kaplan (2012)

b Fasching et al., (2019)

c Fellman et al., (2008)

d Stedmon et Markager (2005)

e Williams et al., (2010)

3.2.9 Analyses statistiques

Les analyses statistiques ont été produites à l'aide du logiciel RStudio (RStudio Team, 2020). Des diagrammes à moustache ont été produits afin d'illustrer la variabilité de la concentration en COD, des indices, des composantes PARAFAC et de la BDOC le long du gradient de naturalité ainsi que les tributaires de la plaine d'inondation en fonction des deux phases de l'inondation (initiale et finale). Le package 'tidyverse' (1.3.1.9000; Wickham et al., 2019) a été choisi pour réaliser des analyses de la variance (ANOVA) jumelées à des tests de Tuckey. Ces tests statistiques ont permis de vérifier les différences significatives entre les types d'utilisation des terres ainsi que les tributaires en les comparant à des sites témoins non perturbés (forêts naturelles). Une analyse en composante principale (ACP) a été conduite à l'aide des packages « *vegan* » (v2.5-6.2019. Oksanen et al., 2020) et « *ggplot2* » (v.3.3.5, Wickham, 2016). Cette ACP basée sur les caractéristiques spectrales de la MOD a permis de mieux visualiser la

répartition des différents types d'utilisation des terres et des tributaires le long d'un gradient de qualité de la MOD séparant la matière humique et aromatique de la matière protéique fraîchement produite par les communautés microbiennes. Finalement, le package « *ggplot2* » (v.3.3.5, Wickham, 2016) a été nécessaire afin d'illustrer le changement de concentration et de composition de la MOD au cours de l'inondation.

3.3 Résultats

3.3.1 Teneurs en COD de la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre et de ses tributaires

Parmi les types d'utilisation des terres, ce sont les sols forestiers (Fn) (moy. initiale = 13.77 mg L^{-1} , moy. finale = 17.55 mg L^{-1}) et les champs agricoles améliorés (moy. initiale = 10.97 mg L^{-1} , moy. finale = 13.91 mg L^{-1}) qui transportaient les plus grandes quantités de COD vers le milieu aquatique de la plaine d'inondation, et ce tout au long de la crue printanière (Figure 3.2). En effet, malgré l'absence de tendance claire le long du gradient de naturalité en phase finale, il est possible d'observer une relation en U lors de la phase initiale indiquant des valeurs plus élevées aux deux extrémités (milieux agricoles et forestiers) et des valeurs plus faibles pour les prairies. À l'opposé, les tributaires de la plaine acheminaient une eau avec de plus faibles teneurs en COD que les sites du gradient de naturalité. De plus, cette eau en provenance des tributaires semblait préserver les mêmes teneurs en carbone au cours de l'inondation alors que les concentrations en COD demeuraient stables entre la phase initiale et finale. La période de l'inondation semblait influencer les variations de concentrations en COD dans la plaine d'inondation. En effet, l'eau de l'ensemble des types d'utilisation des terres à l'exception des Pn a subi un enrichissement en COD de plus de 25 % entre la phase initiale et la phase finale. Par ailleurs, les teneurs en COD pour les trois types de prairies semblaient similaires en début d'inondation, mais cette similarité disparaissait en fin de crue. En effet, les Np et les Vp ont subi une augmentation de plus de 50 % entre les deux phases. L'état plus naturel des sites de Pn semblait limiter la distinction entre les phases en maintenant des concentrations autour de 9 mg L^{-1} pendant la totalité de l'inondation.

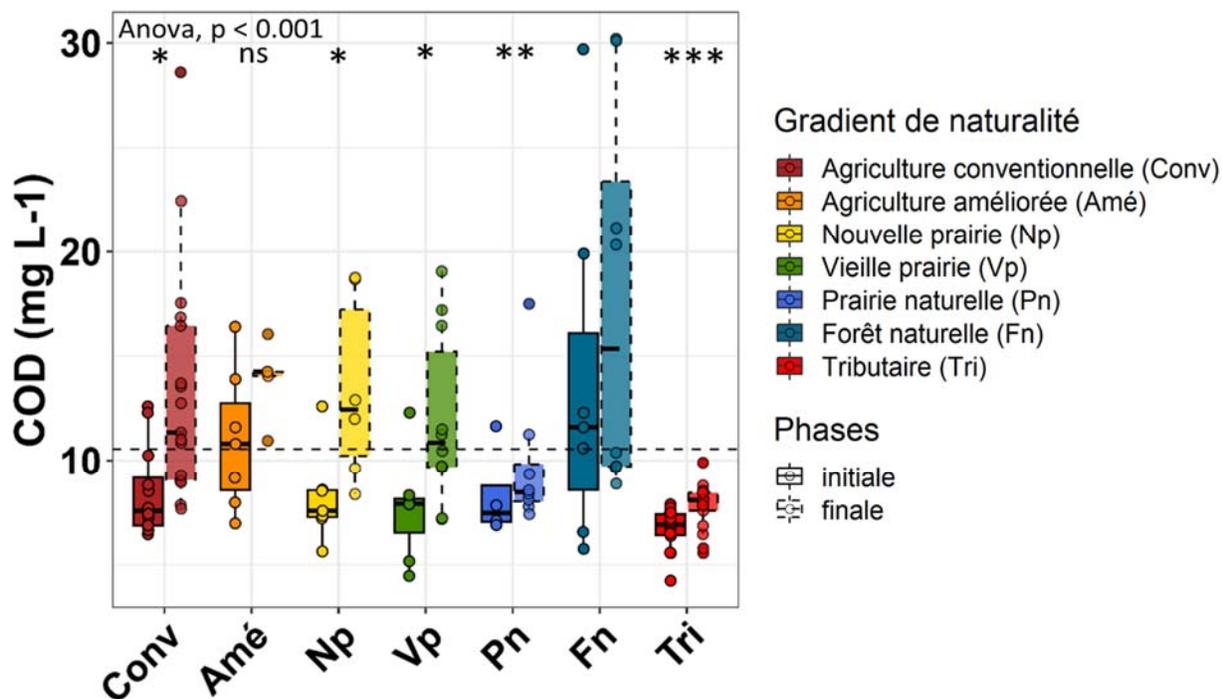


Figure 3.2 Influence de l'utilisation des terres (gradient de naturalité, 2019 et 2022) et des tributaires (2019) dans la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre sur les concentrations en COD (mg L⁻¹) en fonction des deux phases (initiale et finale) de la crue printanière. Un test ANOVA et un test de Tukey ont été effectués pour comparer les sites du gradient de naturalité aux forêts naturelles. Significativités des valeurs de p ajustées : 0.0001 '***', 0.001 '**', 0.01 '*'. ns = non significatif.

3.3.2 Utilisation des caractéristiques spectrales de la MOD pour déterminer son origine et sa composition moléculaire

La composition chimique de la MOD a subi une variation plus marquée au long du gradient de naturalité que la concentration en COD. En général, la MOD relarguée des sols forestiers vers le milieu aquatique présentait une signature plus humique que celle en provenance des prairies et des sites agricoles. De plus, les indices FI, FRESH, HIX et SUVA₂₅₄ semblaient en mesure de bien discerner les tendances tant au niveau de la composition que de l'origine de la MOD le long du gradient de naturalité. Cependant, ces tendances étaient visibles uniquement lors de la phase finale de l'inondation. En effet, les propriétés optiques de la MOD mesurées par les indices en phase initiale indiquaient un mélange plus homogène de la composition et de l'origine de la MOD entre les différents types d'usages des terres.

Les indices FI et FRESH diminuaient le long du gradient de naturalité en phase finale contrastant l'origine de la MOD entre les sites agricoles et les sites de forêts naturelles

(Figure 3.3A-B). L'augmentation des valeurs pour ces indices en milieux agricoles fait référence à la production *in situ* de matière organique fraîchement libérée dans la colonne d'eau par les organismes microbiens (Cory et al., 2010; Huguet et al., 2009). À l'opposé, les indices HIX et SUVA₂₅₄ augmentaient le long du gradient traduisant une hausse de la complexité moléculaire de la MOD pour les sites forestiers de la plaine (Figure 3.3C-D). Cette complexité moléculaire associée aux forêts naturelles se traduit par de fortes teneurs en composés humiques et aromatiques provenant de sources terrestres (Fellman et al., 2010). Cet arrangement humique de la MOD est cohérent avec les résultats obtenus par l'indice Sr alors que la MOD avec le plus grand poids moléculaire était retrouvée dans les sites forestiers (Figure 3.3E).

De leurs côtés, les tributaires présentaient des valeurs de FI et de FRESH qui se rapprochaient davantage des milieux naturels que des milieux agricoles et demeuraient relativement stable au cours de la crue. En effet, les tributaires avaient les valeurs de FRESH les plus faibles parmi l'ensemble des sites échantillonnés au cours de l'inondation (moy. initiale = 0.47, moy. finale = 0.49) en plus d'être significativement différents de tous les traitements à l'exception des milieux naturels (Pn et Fn). Finalement, le fort taux d'humification de la MOD des tributaires observés en début de crue est resté inchangé jusqu'à la fin de l'inondation alors que les valeurs de HIX pour ces masses d'eau surpassaient l'ensemble des sites échantillonnés dans la plaine d'inondation (moy. initiale = 15.03, moy. finale = 16.19).

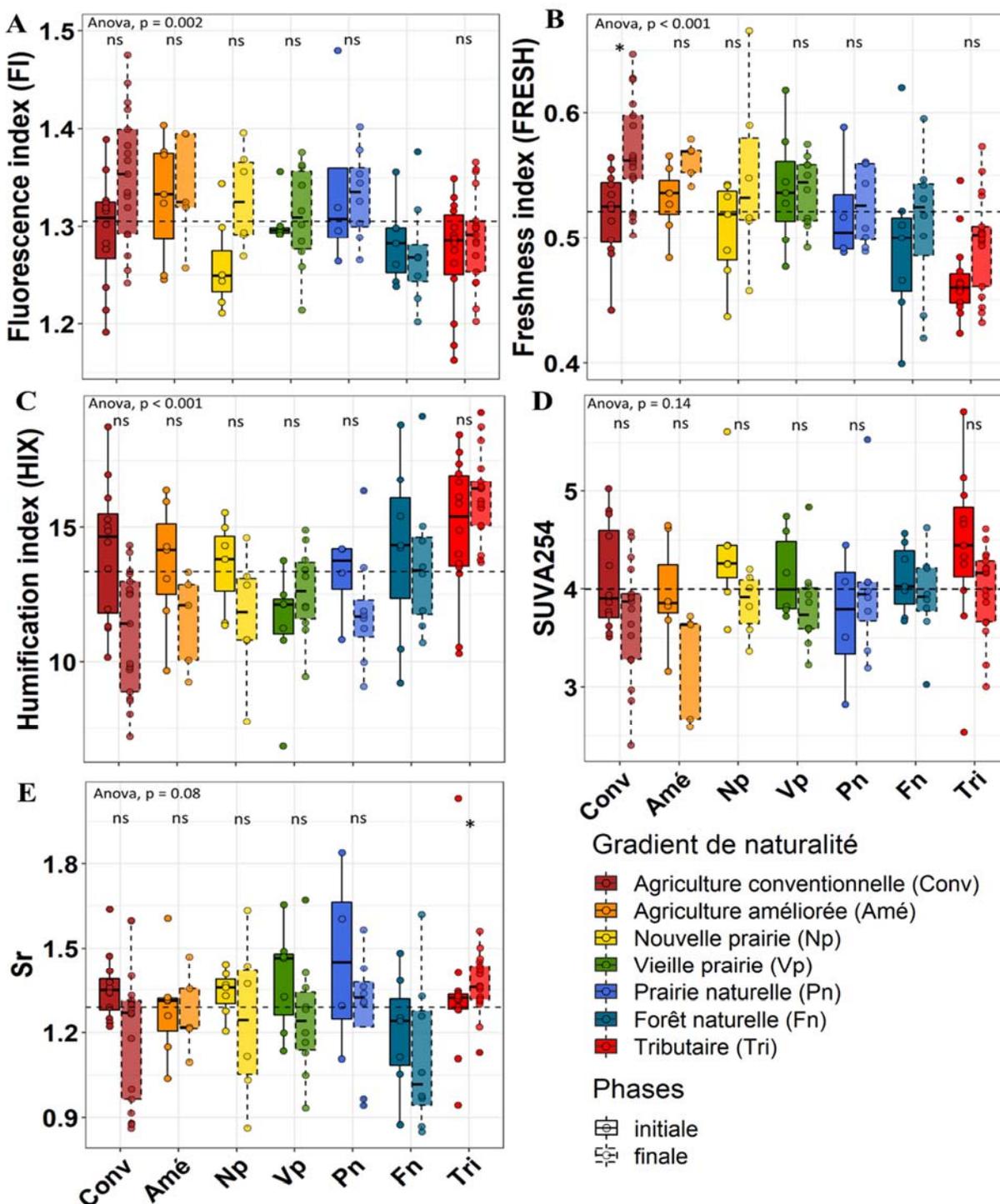


Figure 3.3 Influence de l'utilisation des terres (gradient de naturalité, 2019 et 2022) et des tributaires (2019) dans la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre sur les valeurs des indices de la fluorescence et de l'absorbance en fonction des deux phases (initiale et finale) de la crue printanière. (A) Fluorescence index (FI); (B) Freshness index (FRESH); (C) Humification index (HIX); (D) SUVA254 (aromaticité, $L\ mg^{-1}\ m^{-1}$); (E) Sr (corrélée au poids moléculaire). Un test ANOVA et un test de Tukey ont été effectués pour comparer les sites du gradient de naturalité aux forêts naturelles. Significativité des valeurs de p ajustées : 0.0001 '***', 0.001 '**', 0.01 '*'.

3.3.3 Contribution des composantes du modèle PARAFAC comme indicateur de l'origine et de la composition de la MOD

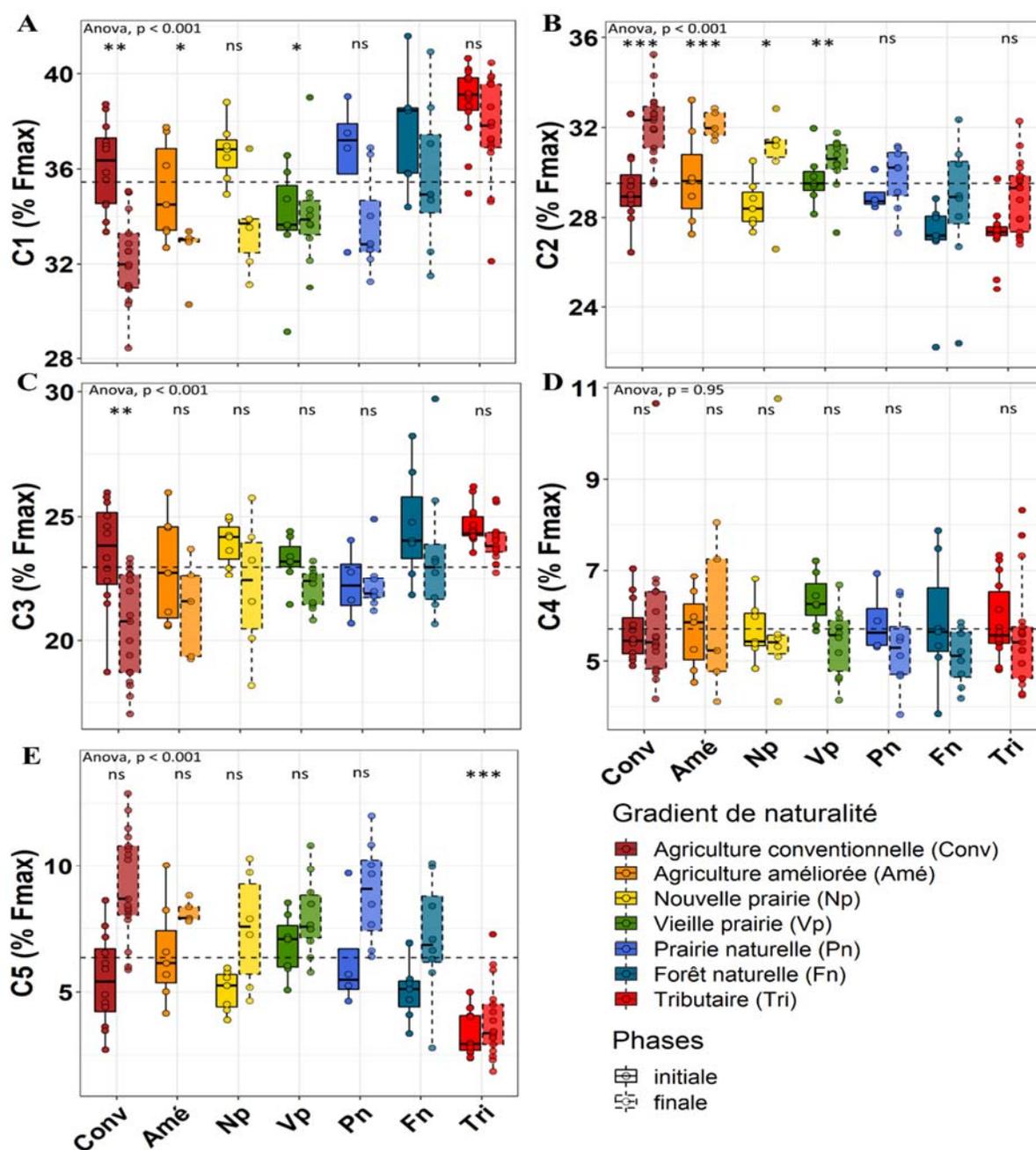


Figure 3.4 Influence de l'utilisation des terres (gradient de naturalité, 2019 et 2022) et des tributaires (2019) dans la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre sur la contribution des 5 composantes du modèle PARAFAC (% F_{MAX}) en fonction des deux phases (initiale et finale) de la crue printanière. (A) C1 (humique); (B) C2 (microbienne); (C) C3 (humique); (D) C4 (protéique-Tryptophane); (E) C5 (protéique-Tyrosine). Un test ANOVA et un test de Tukey ont été effectués pour comparer les sites du gradient de naturalité aux forêts naturelles. Significativité des valeurs de p ajustées : 0.0001 '***', 0.001 '**', 0.01 '*'.

Afin de détecter de façon plus détaillée les origines et la variation de composition de la MOD le long du gradient de naturalité, une analyse PARAFAC a été effectuée. Pour ce faire, la contribution des composantes du modèle dans la fluorescence totale émise pour chacun des types d'utilisation des terres et des tributaires a été mesurée et exprimée en pourcentage F_{MAX} (Figure 3.4). La fluorescence émise pour l'ensemble des échantillons provenait principalement des composantes associées à une MOD humique, aromatique et d'origine terrestre (C1 et C3) avec une contribution moyenne de 58.4 %. Les composantes C1 et C3 montraient une relation similaire le long du gradient de naturalité lors de la phase finale. En effet, il semble que la hausse de la contribution de ces composantes dans la fluorescence émise par la MOD était positivement corrélée à la présence de forêts dans la plaine. Cette tendance suggère une augmentation de la complexité moléculaire de la MOD lorsqu'on passe de milieux agricoles vers les milieux naturels du gradient (Figure 3.4A-C).

De son côté, la composante C2 qui est corrélée à la nouvelle production de MOD par les communautés microbiennes était le deuxième fluorophore d'importance dans la fluorescence émise par la MOD avec une contribution moyenne de 23 % (Figure 3.4B). Cette source microbienne de la MOD semblait s'amplifier dans les milieux agricoles en raison de la diminution de la contribution de cette composante le long du gradient de naturalité. La tendance de cette composante suivait la même relation en fonction de l'utilisation des terres que la composante protéique C5 (Tyrosine) (Figure 3.4E). De plus, la contribution de la composante C4 (Tryptophane) présentait une légère diminution des sites subissant des pressions agricoles (Conv, Amé et Np) vers les milieux naturels (Pn et Fn), mais ne semblait pas être un indicateur fort de la composition de la MOD le long du gradient de naturalité (Figure 3.4D).

3.3.4 Comparaison entre les sources de MOD relarguées par les sols de la plaine et celles transportées depuis les tributaires du LSP

En regroupant les sites du gradient de naturalité ainsi que les tributaires dans une analyse en composante principale (ACP) prenant en considération les caractéristiques spectrales de la MOD, il a été possible de discerner ces milieux le long d'un gradient de complexité moléculaire (Figure 3.5). Ce gradient représenté le long de l'axe PC1 sépare la MOD humique, aromatique et terrestre (C1, C3, HIX, $SUVA_{254}$) de la MOD protéique, fraîchement produite dans

l'environnement aquatique par les communautés microbiennes (C2, C4, C5, FI, FRESH). À première vue, les tributaires et les forêts naturelles semblaient bien représentés par les variables humiques et aromatiques référant à une MOD exportée depuis les milieux terrestres. De leur côté, les milieux agricoles (Conv et Amé) étaient situés à l'autre extrémité du gradient de l'axe PC1 suggérant une augmentation des composés protéiques de la MOD provenant de sources microbiennes. Cependant, aucune distinction au niveau de la composition de la MOD n'était observable entre les cultures agricoles conventionnelles et celles ayant adopté des pratiques améliorées. Ensuite, les sites de prairies subissant des perturbations anthropiques moindres que les cultures conventionnelles et améliorées (Np, Vp et Pn) étaient situés au milieu de ce gradient de complexité moléculaire les distinguant des tributaires, des sites agricoles et même des forêts naturelles.

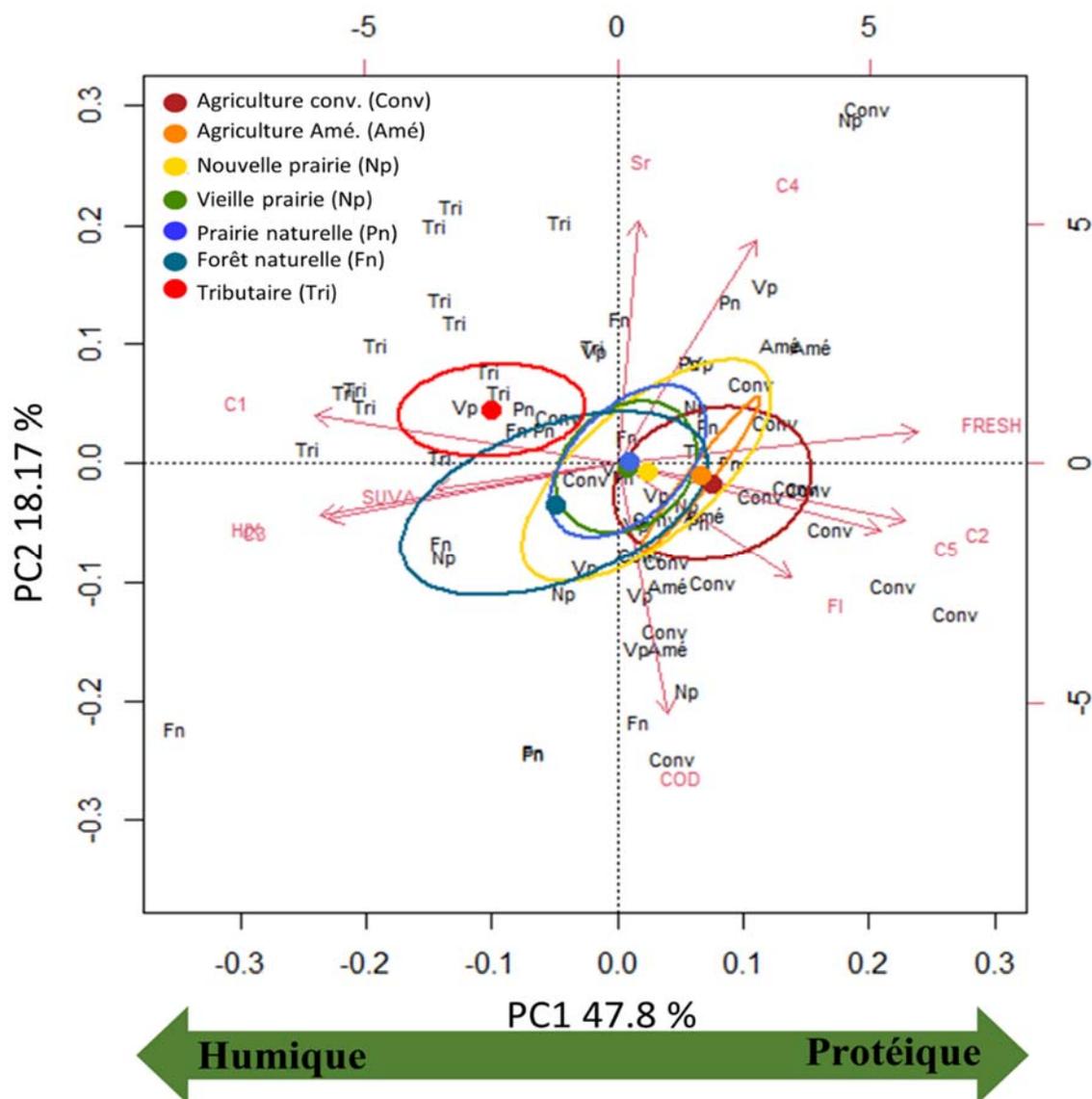


Figure 3.5 Analyse en composantes principales représentant un gradient de complexité moléculaire de la MOD à partir de la répartition des indices de la fluorescence et de l'absorbance ainsi que les 5 composantes du modèle PARAFAC pour l'ensemble des sites de la phase finale (2019 et 2022) appartenant au gradient de naturalité et aux tributaires de la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre.

3.3.5 Variabilité temporelle de la concentration et de la composition de la MOD dans la plaine d'inondation

Trois sites associés au gradient de naturalité (Conv, Np et Fn) ainsi que la rivière Saint-François (tributaire) ont été échantillonnés à plus de deux reprises durant la crue printanière de 2019 afin d'observer la variabilité temporelle sur la concentration et la composition de la MOD

(Figure 3.6). Les concentrations en COD (mg L^{-1}) étaient révélatrices du dynamisme hydrologique de la plaine d'inondation du LSP (Figure 3.6A). Le temps depuis le début de l'inondation semblait occasionner une augmentation des teneurs en COD relargué des sols forestiers et des nouvelles prairies vers la colonne d'eau. En effet, les concentrations en COD avaient presque doublé entre l'arrivée de l'eau dans la plaine et la période de décrue pour ces deux types d'utilisation des terres. En revanche, cette augmentation du COD observée dans les Fn et les Np ne suivait pas la même tendance que la parcelle agricole conventionnelle qui maintenait un niveau constant au cours de l'inondation. De leur côté, la rivière Saint-François préservait des concentrations stables au cours du premier mois de l'inondation avant de subir une légère hausse dès le début du mois de juin.

Au cours de l'inondation, la contribution des composantes humiques (C1 et C3) diminuait, et ce pour les trois milieux du gradient de naturalité, ainsi que la rivière Saint-François (Figure 3.6B-D). D'un autre côté, la composante microbienne (C2) suivait un patron inverse alors qu'elle montrait une augmentation pour l'agriculture conventionnelle, la nouvelle prairie et la rivière Saint-François. Cette augmentation était toutefois moins évidente pour le site forestier alors que l'augmentation observée durant les 20 premiers jours a suivi une forte diminution pendant les 10 jours suivants. La composante protéique-Tyrosine présentait une variation semblable à C2. En effet, la fluorescence émise par cette composante montrait une forte augmentation pour les trois sites du gradient de naturalité et une augmentation plus progressive pour la rivière Saint-François. Finalement, la composante protéique-Tryptophane (C4) semblait moins efficace afin de tracer la variabilité temporelle pour la plaine alors que seule la forêt naturelle montrait une diminution durant la crue. En effet, la contribution de C4 dans la fluorescence émise pour le site agricole, la nouvelle prairie et la rivière Saint-François suivait une succession de hausse et de baisse au cours de la période inondable.

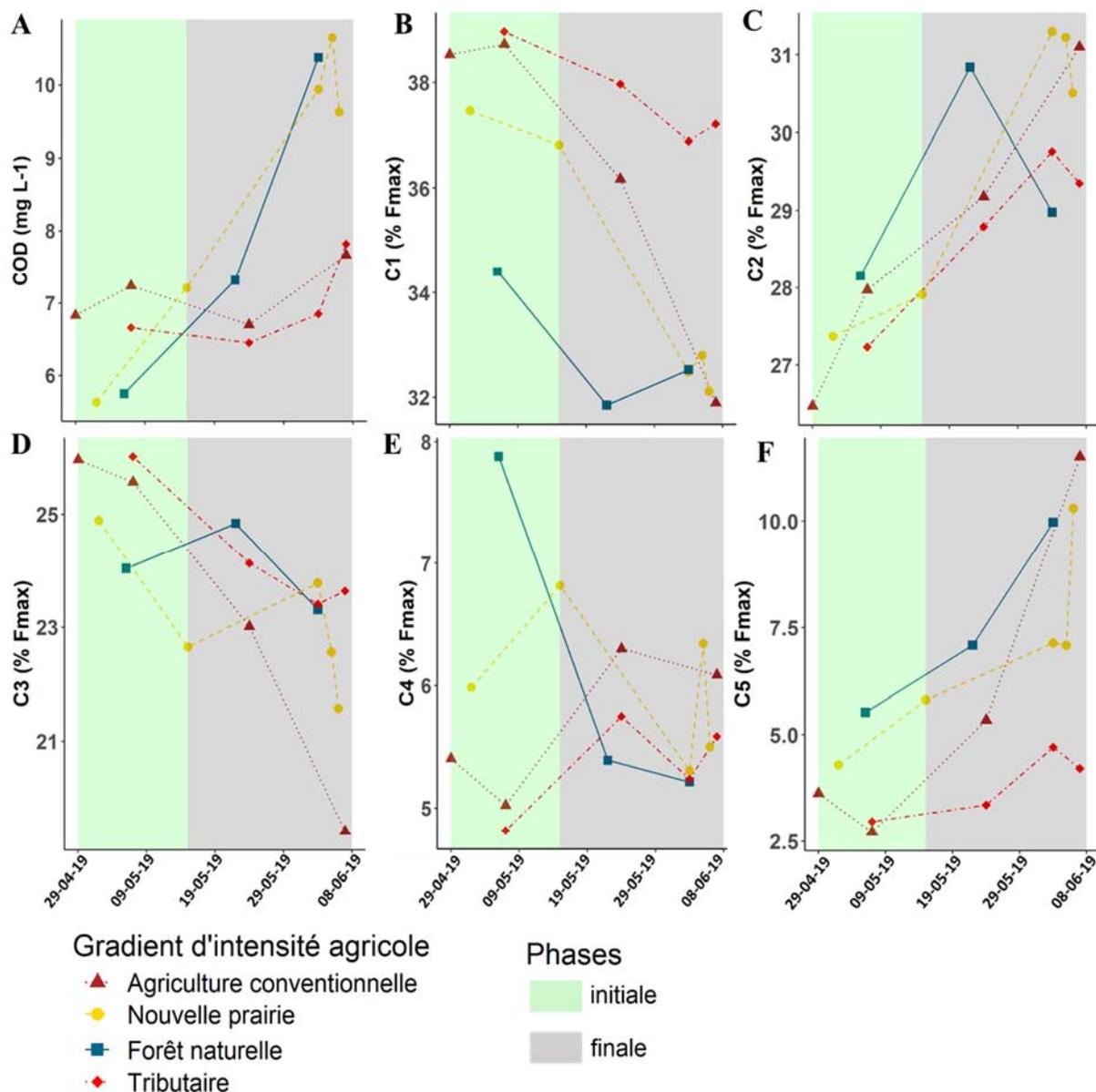


Figure 3.6 Variabilité temporelle (Jours) dans la proportion de la fluorescence émise (% F_{MAX}) par les 5 composantes du modèle PARAFAC selon trois sites du gradient de naturalité de la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre (Conv, Np et Fn) et d'un tributaire (rivière Saint-François). Le jour zéro représente le moment où le premier échantillon d'eau a été récolté. (A) COD (mg L⁻¹); (B) C1 (humique); (C) C2 (microbienne); (D) C3 (humique); (E) C4 (protéique-Tryptophane); (F) C5 (protéique-Tyrosine).

3.3.6 Biodégradabilité du COD selon le gradient de naturalité et de la période d'inondation

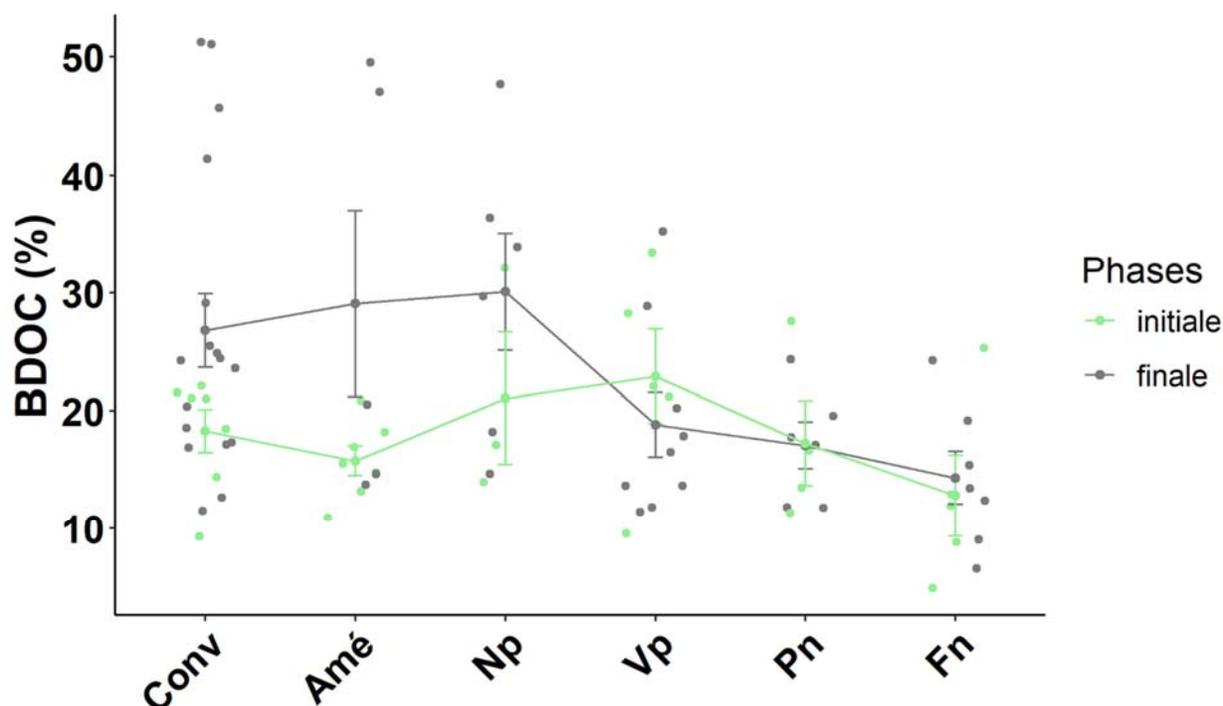


Figure 3.7 Pourcentage de biodégradabilité du COD estimé à partir de données de respiration bactérienne (incubation de sept jours) selon l'utilisation des terres (gradient de naturalité, 2019 et 2022) et les deux phases (initiale et finale) de la crue printanière.

Le pourcentage de BDOC était relativement stable le long du gradient de naturalité pour la période initiale de l'inondation (Figure 3.7). En effet, malgré le plus faible taux de BDOC pour les Fn (moy. initiale = 12.80 %), aucune distinction apparente n'a été observée entre les sites agricoles et les sites naturels de la plaine. En début de crue, les résultats semblaient montrer que les Vp étaient les milieux les plus favorables pour la consommation du COD par les communautés bactériennes (moy. initiale = 22.92 %). La phase finale de l'inondation illustre une situation différente avec l'accentuation de l'écart entre les sites agricoles (Conv, Amé et Np) et les sites plus naturels (Vp, Pn et Fn). Certaines cultures conventionnelles et améliorées ainsi que des Np avaient des valeurs de BDOC supérieures à 40 % suggérant une forte biodégradabilité du COD pour ces types d'utilisation des terres comparativement aux sites naturels. Tout comme en phase initiale, les Fn échantillonnées en phase finale étaient le type de milieu où le pourcentage de BDOC était le plus faible (moy. finale = 14.33 %) suivit par les Pn (moy. finale = 17.07 %) et

les Vp (moy. finale = 18.81 %). Par ailleurs, la période de l'inondation semblait révélatrice de la quantité de COD consommée par les communautés bactériennes pour les parcelles agricoles et les Np alors que le pourcentage de BDOC était supérieur lors de la phase finale de l'inondation. Les facteurs temporels régulant les conditions climatiques et hydrologiques de la plaine d'inondation semblaient non seulement dicter la concentration et la composition de la MOD, mais aussi la capacité des organismes bactériens à consommer cette matière organique aquatique.

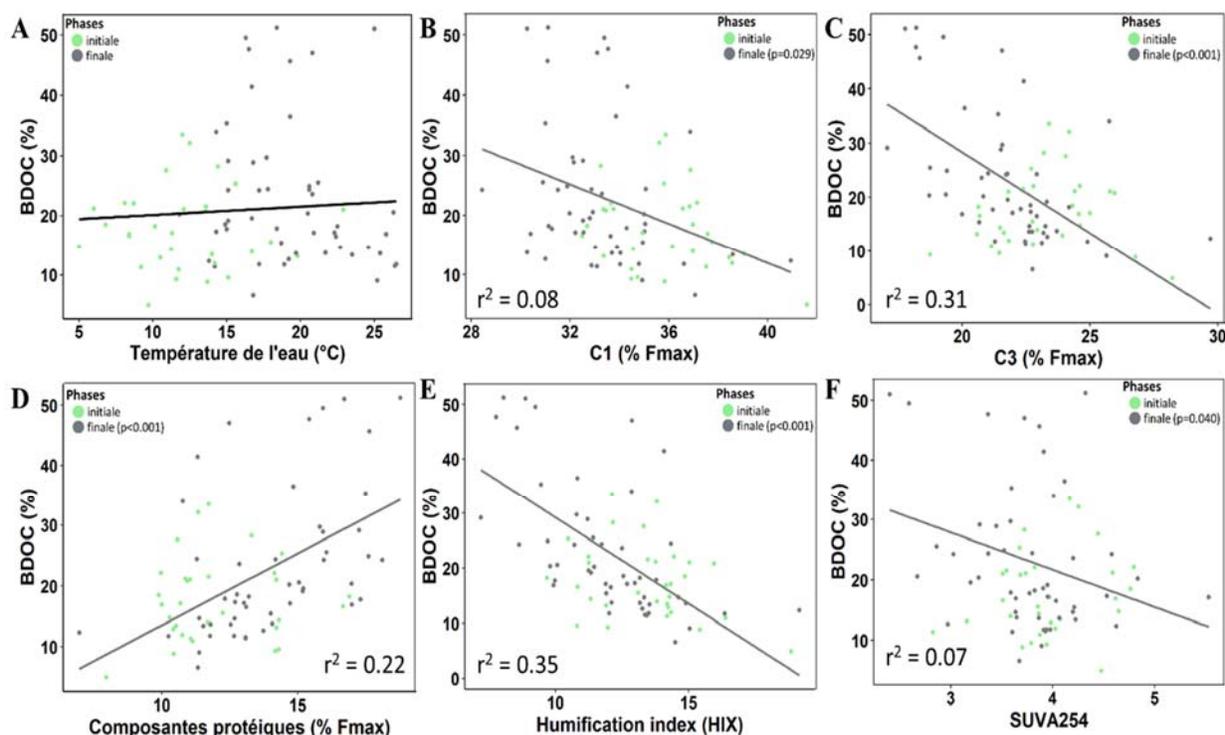


Figure 3.8 Modèles linéaires illustrant la relation entre le pourcentage de biodégradabilité du carbone organique dissous (BDOC (%)) et (A) la température de l'eau (°C); (B) la contribution de la composante C1 (% F_{MAX}); (C) la contribution de la composante C3 (%F_{MAX}); (D) la contribution des composantes protéiques (C4 et C5) (% F_{MAX}); (E) HIX (humification index); (F) SUVA254 (aromaticité, L mg⁻¹ m⁻¹); selon les deux phases (initiale et finale) de la crue printanière. Les courbes de tendances des modèles linéaires sont associées à la phase finale uniquement.

Il était important de comprendre le rôle de l'utilisation des terres et de la période de l'inondation sur la biodégradabilité du COD, mais aussi de déceler quelles particularités de la MOD et de l'environnement aquatique étaient susceptibles de prédire cette consommation bactérienne. Par le fait même, une série de modèles linéaires ont été produits dans le but de mettre en relation la température de l'eau et la composition chimique de la MOD avec le pourcentage de BDOC (Figure 3.8). Malgré la légère augmentation du pourcentage de BDOC en fonction du

réchauffement de l'eau (Figure 3.8A), c'est la composition de la MOD qui semblait prédire la consommation bactérienne du COD. En effet, l'augmentation des teneurs en composés humiques et aromatiques de la MOD semblait occasionner une diminution du pourcentage de consommation du COD par les bactéries. Ces tendances sont représentées par la contribution de la fluorescence émise par les composantes humiques C1 et C3 (% F_{MAX}), l'*humification index* et l'indice $SUVA_{254}$ (Figure 3.8B-C-E-F). D'autre part, la présence de composés protéiques et labiles de la MOD générerait une augmentation de la consommation du COD comme illustré par la contribution cumulative de la fluorescence émise par les composantes protéiques (C4 + C5) (Figure 3.8D). Parmi ces bioindicateurs de la consommation bactérienne, uniquement les relations durant la période finale de l'inondation montraient des relations significatives (valeur de $p < 0.05$).

3.4 Discussion

3.4.1 L'Utilisation des terres module l'origine et la composition de la MOD en plaine inondable

Dans cette étude, un des objectifs était d'évaluer comment un gradient de naturalité regroupant des sites naturels et des sites agricoles pouvait moduler la composition chimique de la MOD dans une plaine d'inondation tempérée. L'utilisation des caractéristiques spectrales comme indicateurs de l'origine et de la composition de la MOD dans un milieu aquatique temporaire comme la plaine d'inondation du LSP semble un outil adéquat pour établir des différences entre les types d'utilisation des terres. En effet, ces outils optiques ont permis de contraster l'implication des sols agricoles et des sols forestiers sur l'origine et la composition de la MOD relarguée vers la colonne d'eau en période de crue. Cette distinction détectée par les indices de la fluorescence ainsi que par les composantes PARAFAC suggère que les sites naturels forestiers relarguent davantage de MOD humique et terrestre en provenance de l'horizon organique des sols alors que l'environnement aquatique des milieux agricoles favorise la production de MOD protéique fraîchement produite par les communautés microbiennes (Huguet et al., 2009; Cory et al., 2010).

Les sources microbiennes de la MOD pour les sites agricoles conventionnels et améliorés ne sont pas surprenantes puisque la composante C2 associée à la nouvelle production de MOD par les communautés microbiennes (Cory et Kaplan, 2012) a été identifiée comme étant positivement corrélée à la présence de terres agricoles dans le bassin versant (Fasching et al.,

2019). De plus, les composantes protéiques (tryptophane et tyrosine) sont reconnues pour être des composés moléculaires dérivant des activités microbiennes aquatiques et leur présence semble cohérente avec la diminution de la complexité moléculaire de la MOD en milieux agricoles (Stedmon et Markager, 2005; Williams et al., 2010). Par ailleurs, les épisodes d'inondation où le volume d'eau augmente drastiquement sur le territoire favorisent le transport de MOD aromatique d'origine terrestre vers le cours d'eau (Xenopoulos et al., 2021). Cependant, les milieux agricoles (Conv et Amé) de la plaine d'inondation tendaient à restreindre les sources terrestres de la MOD comparativement aux niveaux plus naturels du gradient (Pn et Fn). Cette tendance suggère que malgré la prévalence des apports de MOD terrestres pour la plaine en période d'inondation, l'augmentation du couvert agricole pourrait limiter la signature humique de la MOD dans l'eau en relarguant davantage de carbone fraîchement produit par les communautés microbiennes aquatiques (Fasching et al., 2019). D'un autre côté, les composantes humiques (C1 et C3) représentant une MOD d'origine terrestre étaient davantage retrouvées dans les milieux forestiers du gradient. La présence de forêts naturelles dans la plaine d'inondation relarguait une MOD plus complexe sur l'aspect de la composition moléculaire pour l'environnement aquatique comparativement aux milieux agricoles conventionnels et améliorés. Cette complexité moléculaire associée aux sites naturels provient d'une contribution accrue des apports de MOD de source terrestre (matière végétale) favorisant une diminution du ratio H/C (Fellman et al., 2010; Ohno, 2002).

Les indices FI et FRESH semblent d'excellents indicateurs de l'impact agricole sur l'origine de la MOD présente dans le cours d'eau (Wilson et Xenopoulos, 2009). En effet, Wilson et Xenopoulos (2009) ont observé une augmentation de ces indices lorsque la superficie agricole augmentait en zone littorale alors que la hausse du couvert naturel les faisait diminuer. Une des explications les plus plausibles derrière ces résultats proviendrait du transport d'éléments nutritifs vers les milieux aquatiques situés à proximité des cultures agricoles. Cette charge en nutriments peut stimuler les activités microbiennes et par le fait même augmenter les sources protéiques de la MOD pour le cours d'eau. De fait, la connectivité hydrologique entre les terres agricoles et le milieu aquatique en période de crue dans la plaine d'inondation du LSP semble accentuer l'apport en éléments nutritifs (N-P) (Figure S3). En général, les concentrations en nutriments (NT et PT $\mu\text{g L}^{-1}$) étaient en moyenne 1.9 fois plus élevées dans les champs agricoles (Conv et Amé) que dans les milieux naturels (Pn et Fn) de la plaine pour les deux campagnes

d'échantillonnage. Ces apports en nutriments pourraient potentiellement expliquer l'amplification de la contribution des composantes C2 et C5 dans la MOD retrouvée dans les champs agricoles.

Une étude portant sur les propriétés photoréactives de la MOD du fleuve Saint-Laurent indique que les composantes humiques (C1 et C3) sont plus sensibles à la photodégradation alors que les composés protéiques de la MOD (C4 et C5) sont principalement dégradés par les processus de biodégradation (Maisonneuve et al., 2022). Par conséquent, la réduction de la complexité moléculaire de la MOD pour les sites agricoles et les prairies de la plaine par rapport aux forêts naturelles relève possiblement, en partie du moins, aux processus de photodégradation des composés humiques présents dans la colonne d'eau. En effet, l'absence de couvert forestier pour ces milieux accentue l'exposition de la MOD à la lumière au cours de l'inondation et a le potentiel de diminuer le poids moléculaire de la MOD et ses teneurs en composés humiques (Moran et al., 2000; Moran et Zepp, 1997). De plus, la lumière peut stimuler la production de matière protéique issue de la production primaire et des activités microbiennes (Cory et al., 2007; Moran et Zepp, 1997). Ce principe concorde avec la plus forte contribution des composantes C2 et C5 dans les sites plus perturbés en absence de couvert forestier (Conv, Amé et Np). D'autre part, les forêts naturelles à l'étude étaient des forêts matures constituées principalement d'*Acer saccharinum* offrant un important couvert arborescent au moment de l'inondation. Ce couvert semble limiter les processus de photodégradation des composantes humiques puisque les forêts préservent la MOD avec le plus fort poids moléculaire au cours des deux phases de l'inondation.

En explorant plus en détail l'effet de l'utilisation des terres et en comparant les caractéristiques spectrales de la MOD entre les années 2019 et 2022 le long du gradient de naturalité, il est possible d'observer un changement au niveau de la composition moléculaire de la MOD issue des sols des nouvelles prairies (Figure S1). En effet, le temps depuis le passage de la parcelle agricole vers la nouvelle prairie dans la plaine d'inondation semble exercer une influence sur la composition de la MOD retrouvée dans l'environnement aquatique. Lors de l'inondation de 2019, les nouvelles prairies produisaient une MOD qui ressemblait davantage aux sites agricoles conventionnels qu'aux deux autres types de prairies présentes dans la plaine (Vp et Pn). Le travail intensif des sols par le passé pour les cultures agricoles semble avoir une empreinte sur la MOD alors qu'elle maintient une plus faible complexité moléculaire malgré le passage vers la prairie.

Par contre, trois ans après l'implantation de ces nouvelles prairies dans la zone inondable, la MOD relarguée révèle une composition moléculaire qui se situe entre les forêts naturelles et les prairies naturelles. Par conséquent, l'implantation de nouvelles prairies dans la plaine d'inondation n'a pas d'effet immédiat sur la composition de la MOD. Cependant, trois années suivant leur mise en place, les sols autrefois agricoles semblent en mesure de retrouver des conditions d'origines qui se rapprochent davantage d'une prairie naturelle peu perturbée. Cet aspect est important puisqu'il propose la possibilité de restaurer la composition chimique de l'horizon organique des sols vers un état plus naturel malgré un héritage agricole. Le passage entre la parcelle agricole et la prairie semble un point de départ dans l'aménagement du territoire entourant la plaine d'inondation du LSP afin de rétablir les conditions d'origines de la MOD.

3.4.2 Tendances temporelles et spatiales de la composition de la MOD selon les phases de l'inondation

La phase initiale de l'inondation était caractérisée par le transport de matière organique humique, aromatique et d'origine terrestre vers la plaine d'inondation (Figure 3.6B-D). Cette augmentation de la signature humique de la MOD pour la plaine survient lors de l'élévation du niveau d'eau et lorsque la contribution des tributaires est à son maximum. La charge en composés humiques en début de crue en provenance des tributaires semble occasionner un mélange plus homogène dans la composition de la MOD pour les sites du gradient de naturalité (Figure S2). Pierreville représente un exemple clé de la contribution des tributaires dans la composition de la MOD retrouvée dans la plaine en début de crue. En effet, il existe un point de rupture entre les deux phases dans la fluorescence émise par les composantes C1, C3 et C5 pour la rivière Saint-François et un site agricole conventionnel (PIER02) (Figure 3.6B-D-E). La rivière Saint-François inondait le secteur de Pierreville au cours des premières semaines de la phase initiale et maintenait une signature humique pour les parcelles agricoles adjacentes. Par la suite, l'établissement de la phase finale a créé une distinction entre la MOD du tributaire et le milieu agricole alors que la MOD relarguée par ce type d'utilisation des terres reflétait davantage la contribution des composés protéiques typiques des zones agricoles (Fasching et al., 2019). De son côté, la phase finale de l'inondation diminuait la signature humique de la MOD et favorisait davantage la contribution des communautés microbiennes et la présence de composés protéiques (Figure 3.6C-F). Ce changement de composition semble en partie expliqué par la diminution du transport de MOD des tributaires vers la plaine. De plus, l'arrivée de la période de décrue peut

favoriser la contribution des organismes microbiens dans la composition de la MOD et du même coup augmenter la signature protéique (Duan et al., 2007). Par ailleurs, la phase finale correspond à une augmentation du temps de résidence de l'eau qui submerge les différents types de sols du gradient de naturalité. Ce phénomène contribue au processus de lixiviation de la matière organique des sols et au relargage du carbone vers la colonne d'eau. Ces conditions hydrologiques présentent en phase finale semble contribuer à la distinction de la composition moléculaire de la MOD entre les sites forestiers, les prairies et les milieux agricoles (Figure 3.5). Cette dissociation entre les deux phases de l'inondation est un constat important pour cette étude puisqu'il précise l'étendue de la complexité hydrologique existante lors de l'inondation au LSP. En effet, l'intensité et la longueur des inondations au LSP pourraient réguler la concentration et la composition de la MOD de la plaine et dicter le pool de carbone qui sera transporté vers le fleuve Saint-Laurent lors de la décrue.

La signature humique de la MOD des tributaires transportée vers la plaine au cours de la crue printanière permet une distinction avec la MOD relarguée par les différents types d'utilisations des terres à l'échelle locale. Cette différence est amplifiée entre les tributaires et les sites agricoles. En effet, malgré les apports de MOD humique issue des tributaires et des sols forestiers de la plaine d'inondation, l'usage de pratiques agricoles conventionnelles ou améliorées maintenait un signal protéique à l'échelle de la parcelle. En période de crue, le maintien d'une MOD de plus faible complexité moléculaire dans les milieux agricoles a aussi été observé par Fasching et ses collaborateurs (2019). En effet, ceux-ci ont constaté que la présence de l'agriculture sur le territoire limite le signal aromatique occasionné par les processus de lixiviation de la matière organique issue de sources naturelles (milieux humides et forêts) normalement observé en période de crue (Fasching et al., 2019).

La MOD des sites du gradient subissant le plus de pressions agricoles (Conv, Amé, Np) semble celle étant la plus vulnérable face aux conditions hydrologiques et climatiques changeantes entre les deux phases de l'inondation. À l'inverse, la composition de la MOD des sites naturels (Pn et Fn) était plus stable au cours de l'inondation en maintenant un signal humique malgré le passage vers une phase finale caractérisée par une augmentation des sources protéiques de la MOD. Les propriétés spectrales de la MOD mesurées par les indices et les composantes PARAFAC illustrent un pourcentage d'écart supérieur pour les traitements agricoles et les

nouvelles prairies entre la phase initiale et la phase finale par rapport aux milieux naturels. L'instabilité des milieux agricoles peut être causée par la vulnérabilité des bassins versants agricoles face aux conditions hydrologiques extrêmes comme les inondations. Cette diminution plus marquée de la complexité moléculaire de la MOD pour les cultures peut être provoquée par un épuisement des sources terrestres aromatiques lorsque les sols sont régulièrement soumis à un travail intensif. Ce phénomène engendre un transport accru du carbone terrestre des sols agricoles vers l'aval du cours d'eau et ainsi restreint le signal humique de la MOD dans la plaine lors de la phase finale (Fasching et al., 2019; Jarecki et Lal, 2003; Raymond et al., 2016; Wilson et Xenopoulos, 2009). De plus, l'absence de végétation au sol en début d'inondation sur les parcelles agricoles réduit la complexité structurelle de leurs paysages et vient limiter le temps de résidence de l'eau. Cela favorise le ruissellement de surface et le transport de la MOD humique plutôt que de son maintien dans la colonne d'eau et éventuellement de son infiltration dans les sols (Bourgeois et al., 2019; Fasching et al., 2019).

3.4.3 Régulation de la biodégradabilité de la MOD par sa composition moléculaire et les conditions hydrologiques de la plaine d'inondation

Le dispositif expérimental de l'étude a permis d'obtenir une vision complète de l'effet de l'utilisation du territoire et des principales phases de l'inondation sur la biodégradation bactérienne. Tout d'abord, le patron de biodisponibilité indiquait une consommation bactérienne du COD supérieure en milieux agricoles comparativement aux sites plus naturels de la plaine d'inondation (Figure 3.7, phase finale). Ces résultats obtenus concordent avec les travaux de Shang et ses collaborateurs (2018) où le pourcentage de BDOC augmentait le long d'un gradient d'utilisation du territoire par l'agriculture. En effet, l'augmentation de la superficie cultivable à l'intérieur du bassin versant favorise le transport de carbone protéique et labile vers le système aquatique et par le fait même accentue la dégradation de la MOD par la communauté bactérienne (Shang et al., 2018). Ensuite, la régulation de la biodégradabilité du COD semble en partie expliquée par les conditions hydrologiques qui influencent directement la composition de la MOD présente dans l'environnement aquatique. En effet, l'établissement de la phase initiale provoque une certaine homogénéisation de la composition de la MOD à travers la plaine d'inondation et contribue à des taux de biodégradation semblable entre les usages des terres (Figure 3.7, phase initiale). Cette composition homogène survient lors de l'augmentation du niveau

du fleuve Saint-Laurent ou la contribution des tributaires transportant une MOD humique est à son maximum. Par ailleurs, l'arrivée de la phase finale accentue la distinction de composition de la MOD entre les sites agricoles et les sites naturels. Les sources protéiques et labiles de la MOD issue des sols agricoles de la plaine sont plus susceptibles d'être biodisponibles pour les communautés bactériennes alors que la MOD humique et aromatique relarguée des milieux naturels est plus récalcitrante à la dégradation (Fellman et al., 2009; Hosen et al., 2014; Hosen et al., 2017; Petrone et al., 2011). De plus, l'ajout d'éléments nutritifs pour les sites agricoles de la zone littorale du LSP peut stimuler la métabolisation bactérienne de la MOD et expliquer la hausse du pourcentage de BDOC pour ces secteurs (Williams et al., 2012).

3.5 Conclusion

Les effets modulateurs de l'utilisation du territoire et des conditions hydrologiques sur la concentration, la composition et la biodégradabilité de la MOD sont un point de départ dans l'évaluation du carbone transporté de la plaine d'inondation jusqu'au fleuve Saint-Laurent. En effet, les différents types d'utilisation des terres dans la zone littorale du LSP jouent un rôle important dans l'exportation de carbone de la plaine d'inondation vers le fleuve Saint-Laurent. En début de crue, l'élévation rapide du niveau d'eau en provenance du fleuve et des principaux tributaires achemine une MOD ayant une composition plutôt homogène à travers la plaine et relativement pauvre en COD. L'amplitude des inondations au LSP augmente le temps de résidence de l'eau dans la zone littorale et favorise les processus de lixiviation de la matière organique des sols. Cette étape génère une distinction au niveau de la composition de la MOD entre les sites du gradient de naturalité. La diversité de paysages qui compose la zone littorale du LSP permet donc de prédire la composition de la MOD relarguée vers l'environnement aquatique en plus d'exporter une source considérable de COD vers le fleuve lors de la vidange de la plaine. Finalement, la présence de l'agriculture dans la plaine d'inondation réduit la complexité de la MOD. Cette source protéique et labile de la MOD en provenance des cultures favorise la biodégradation par les communautés bactériennes et une introduction de carbone dans les réseaux trophiques aquatiques. Ce transfert de carbone à la base des réseaux trophiques aquatiques requiert cependant une étude plus approfondie. Néanmoins, l'amplification du paysage agricole de la zone littorale pourrait alors limiter de façon marquée le transport de carbone vers le fleuve Saint-Laurent via une métabolisation accrue et venir influencer le cycle du carbone à l'échelle du LSP.

3.6 Remerciements

Il est important de souligner la contribution du pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre dans la mise en place d'une collaboration entre des chercheurs en environnement, des agronomes et des cultivateurs. Cette collaboration additionnée au partenariat avec le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) a permis de financer ce projet de recherche dans la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre. Un merci spécial à Jessika Malko et Nathanaël Durocher pour leur travail sans relâche dans la plaine d'inondation lors du printemps 2022. Merci à Daphney Dubé-Richard et son équipe qui ont récolté l'eau dans les tributaires de la plaine d'inondation.

3.7 Figures supplémentaires

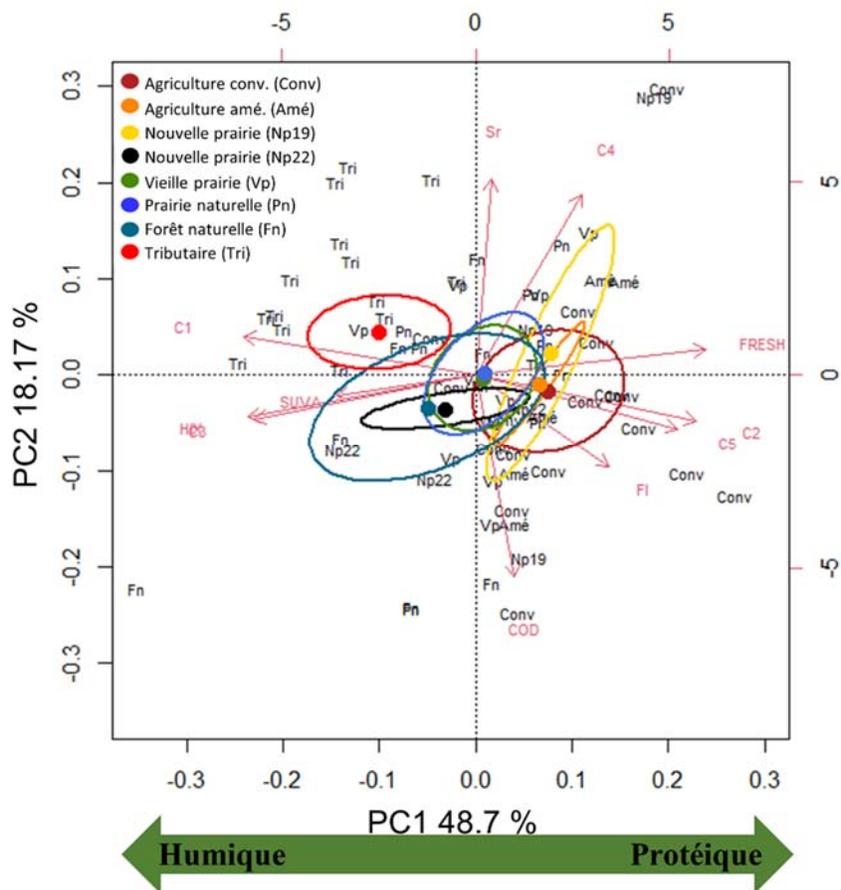


Figure S1 Analyse en composantes principales représentant un gradient de complexité moléculaire de la MOD à partir de la répartition des indices de la fluorescence et de l'absorbance ainsi que les 5 composantes du modèle PARAFAC pour l'ensemble des sites de la phase finale (2019 et 2022) appartenant au gradient de naturalité et aux tributaires de la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre. Les nouvelles prairies (jaune) échantillonnées en 2019 ont été séparées des nouvelles prairies échantillonnées en 2022 (noir) afin de mesurer l'évolution de la composition de la MOD pour ce type d'utilisation des terres.

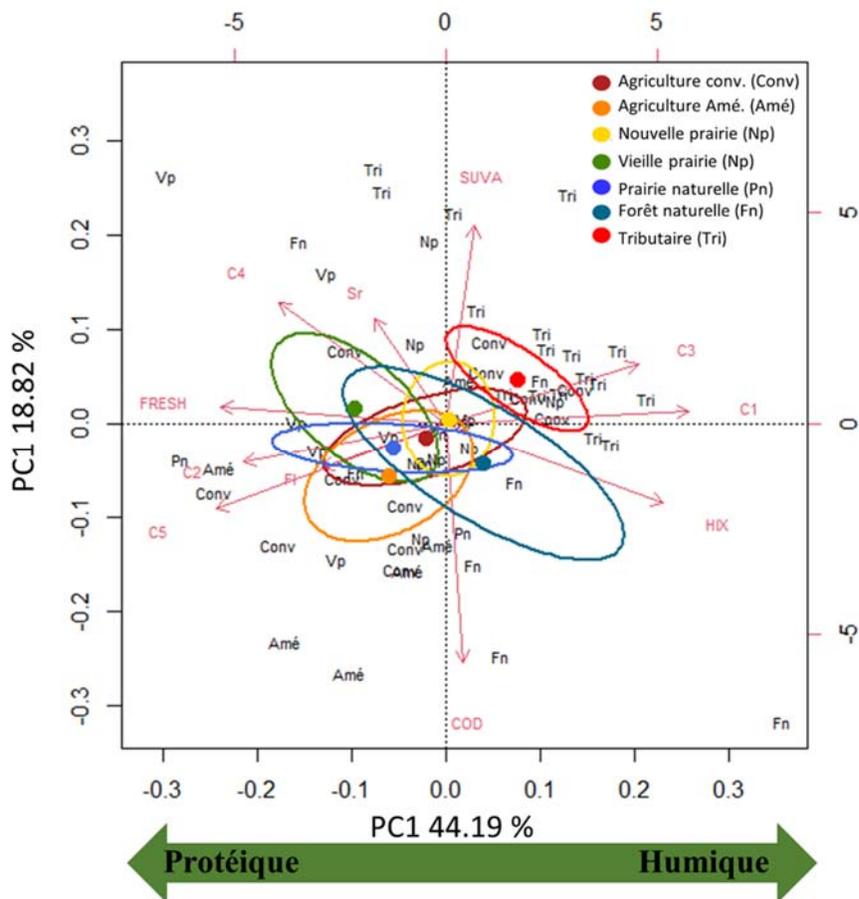


Figure S2 Analyse en composantes principales représentant un gradient de complexité moléculaire de la MOD à partir de la répartition des indices de la fluorescence et de l'absorbance ainsi que les 5 composantes du modèle PARAFAC pour l'ensemble des sites de la phase initiale (2019 et 2022) appartenant au gradient de naturalité et aux tributaires de la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre.

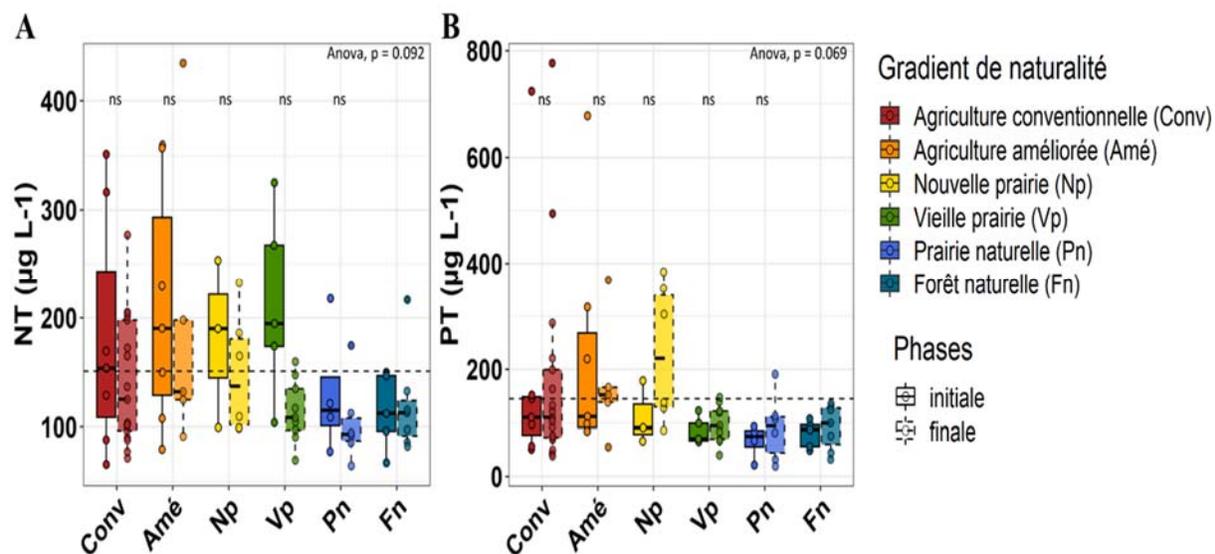
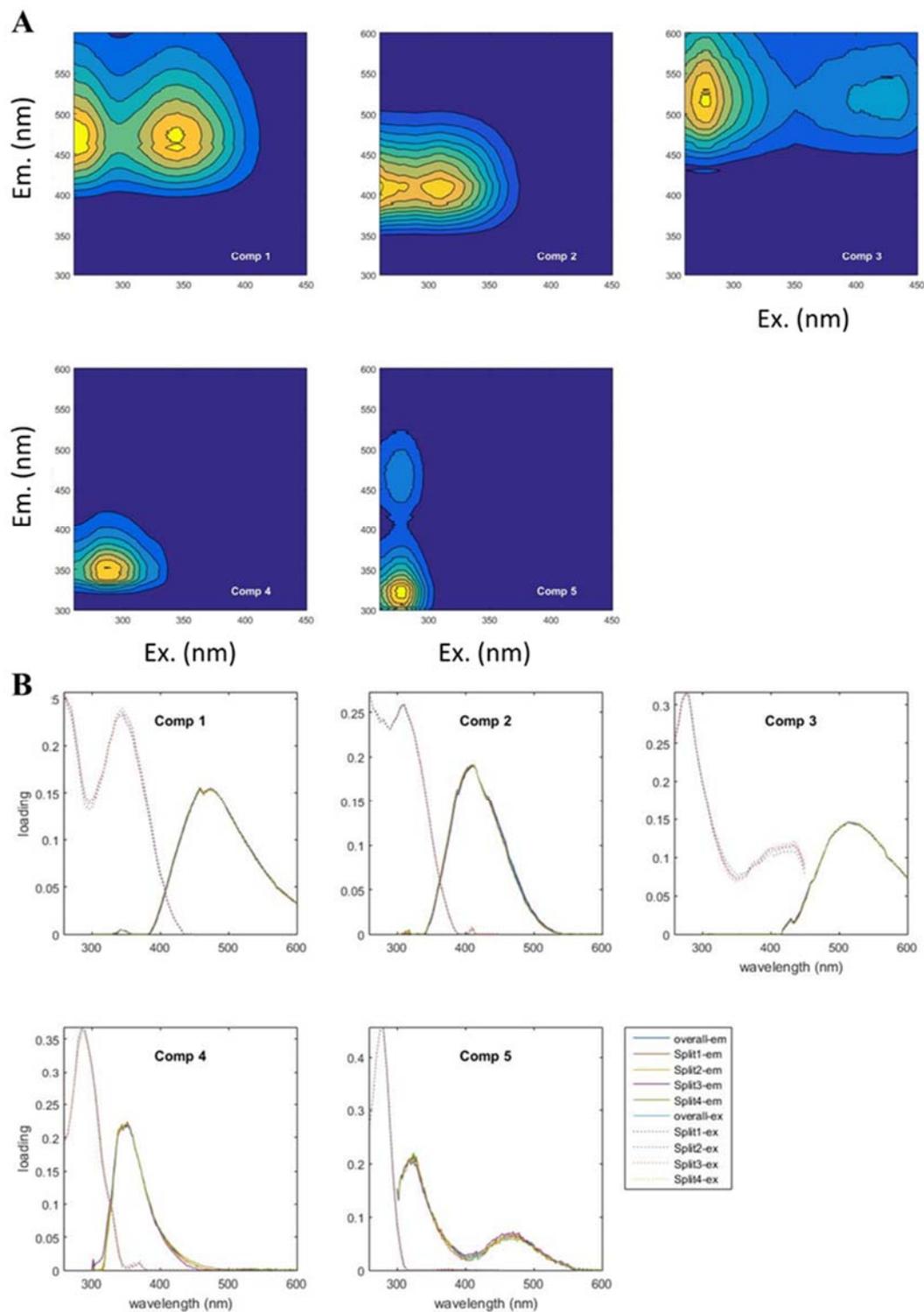


Figure S3 Influence de l'utilisation des terres (gradient de naturalité) dans la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre sur les teneurs en nutriments de l'eau en fonction des deux phases (initiale et finale) de la crue printanière. (A) azote total ($\mu\text{g L}^{-1}$) (2019 et 2022); (B) phosphore total ($\mu\text{g L}^{-1}$). Un test ANOVA et un test de Tukey ont été effectués pour comparer les sites du gradient de naturalité aux prairies naturelles. Significativité des valeurs de p ajustées : 0.0001 '****', 0.001 '**', 0.01 '*'.



3.8 Références

- Battin, T. J., Luysaert, S., Kaplan, L. A., Aufdenkampe, A. K., Richter, A., & Tranvik, L. J. (2009). The boundless carbon cycle. *Nature Geoscience*, 2(9), 598-600. <https://doi.org/10.1038/ngeo618>
- Bourgeois, B., Seguin, P., Proulx, R., Poulin, M., Vaillancourt, M., & Vanasse, A. (2019). Pratiques agroécologiques durables, apport de services écosystémiques et perspectives pour la réhabilitation des plaines inondables cultivées. *Revue de la littérature*. Repéré à http://belsp.uqtr.ca/id/eprint/1475/1/Bourgeois%20et%20al_2019_Rev.litt.complete_A.pdf
- Chu, H., Lin, X., Fujii, T., Morimoto, S., Yagi, K., Hu, J., & Zhang, J. (2007). Soil microbial biomass, dehydrogenase activity, bacterial community structure in response to long-term fertilizer management. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(11), 2971-2976. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.05.031>
- Cole, J. J., Prairie, Y. T., Caraco, N. F., McDowell, W. H., Tranvik, L. J., Striegl, R. G., Duarte, C. M., Kortelainen, P., Downing, J. A., Middelburg, J. J., & Melack, J. (2007). Plumbing the global carbon cycle: integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems*, 10(1), 172-185. <https://doi.org/10.1007/s10021-006-9013-8>
- Cory, R. M., & Kaplan, L. A. (2012). Biological lability of streamwater fluorescent dissolved organic matter. *Limnology and Oceanography*, 57(5), 1347-1360. <https://doi.org/10.4319/lo.2012.57.5.1347>
- Cory, R. M., Miller, M. P., McKnight, D. M., Guerard, J. J., & Miller, P. L. (2010). Effect of instrument-specific response on the analysis of fulvic acid fluorescence spectra. *Limnology and Oceanography: Methods*, 8(2), 67-78. <https://doi.org/10.4319/lom.2010.8.67>
- Covino, T. (2017). Hydrologic connectivity as a framework for understanding biogeochemical flux through watersheds and along fluvial networks. *Geomorphology*, 277, 133-144. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.09.030>
- Dauphin, D., & Jobin, B. (2016). Changements de l'occupation du sol dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre entre les années 1950 et 1997. *Le Naturaliste canadien*, 140(1), 42-52. <https://doi.org/10.7202/1034097ar>
- Duan, S., Bianchi, T. S., & Sampere, T. P. (2007). Temporal variability in the composition and abundance of terrestrially-derived dissolved organic matter in the lower Mississippi and Pearl Rivers. *Marine Chemistry*, 103(1-2), 172-184. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2006.07.003>
- Fasching, C., Wilson, H. F., D'Amario, S. C., & Xenopoulos, M. A. (2019). Natural land cover in agricultural catchments alters flood effects on DOM composition and decreases nutrient levels in streams. *Ecosystems*, 22(7), 1530-1545. <https://doi.org/10.1007/s10021-019-00354-0>

- Fee, E. J., Hecky, R. E., Kasian, S. E. M., et Cruikshank, D. R. (1996). Effects of lake size, water clarity, and climatic variability on mixing depths in Canadian Shield lakes. *Limnology and oceanography*, 41(5), 912-920. <https://doi.org/10.4319/lo.1996.41.5.0912>
- Fellman, J. B., D'Amore, D. V., Hood, E., & Boone, R. D. (2008). Fluorescence characteristics and biodegradability of dissolved organic matter in forest and wetland soils from coastal temperate watersheds in southeast Alaska. *Biogeochemistry*, 88(2), 169-184. <https://doi.org/10.1007/s10533-008-9203-x>
- Fellman, J. B., Hood, E., D'Amore, D. V., Edwards, R. T., & White, D. (2009). Seasonal changes in the chemical quality and biodegradability of dissolved organic matter exported from soils to streams in coastal temperate rainforest watersheds. *Biogeochemistry*, 95(2-3), 277-293. <https://doi.org/10.1007/s10533-009-9336-6>
- Fellman, J. B., Hood, E., & Spencer, R. G. (2010). Fluorescence spectroscopy opens new windows into dissolved organic matter dynamics in freshwater ecosystems: A review. *Limnology and oceanography*, 55(6), 2452-2462. <https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.6.2452>
- France, R., Culbert, H., & Peters, R. (1996). Decreased carbon and nutrient input to boreal lakes from particulate organic matter following riparian clear-cutting. *Environmental Management*, 20(4), 579-583. <https://doi.org/10.1007/BF01474657>
- Fuß, T., Behounek, B., Ulseth, A. J., & Singer, G. A. (2017). Land use controls stream ecosystem metabolism by shifting dissolved organic matter and nutrient regimes. *Freshwater Biology*, 62(3), 582-599. <https://doi.org/10.1111/fwb.12887>
- Graeber, D., Gelbrecht, J., Pusch, M. T., Anlanger, C., & von Schiller, D. (2012). Agriculture has changed the amount and composition of dissolved organic matter in Central European headwater streams. *Science of the Total Environment*, 438, 435-446. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.087>
- Helms, J. R., Stubbins, A., Ritchie, J. D., Minor, E. C., Kieber, D. J., & Mopper, K. (2008). Absorption spectral slopes and slope ratios as indicators of molecular weight, source, and photobleaching of chromophoric dissolved organic matter. *Limnology and Oceanography*, 53(3), 955-969. <https://doi.org/10.4319/lo.2008.53.3.0955>
- Hosen, J. D., Armstrong, A. W., & Palmer, M. A. (2018). Dissolved organic matter variations in coastal plain wetland watersheds: The integrated role of hydrological connectivity, land use, and seasonality. *Hydrological Processes*, 32(11), 1664-1681. <https://doi.org/10.1002/hyp.11519>
- Hosen, J. D., McDonough, O. T., Febria, C. M., & Palmer, M. A. (2014). Dissolved organic matter quality and bioavailability changes across an urbanization gradient in headwater streams. *Environmental science & technology*, 48(14), 7817-7824. <https://doi.org/10.1021/es501422z>
- Huguet, A., Vacher, L., Relexans, S., Saubusse, S., Froidefond, J. M., & Parlanti, E. (2009). Properties of fluorescent dissolved organic matter in the Gironde Estuary. *Organic Geochemistry*, 40(6), 706-719. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2009.03.002>

- Jarecki, M. K., et Lal, R. (2003). Crop management for soil carbon sequestration. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 22(6), 471-502. <https://doi.org/10.1080/713608318>
- Kalbitz, K., Glaser, B., & Bol, R. (2004). Clear-cutting of a Norway spruce stand: implications for controls on the dynamics of dissolved organic matter in the forest floor. *European Journal of Soil Science*, 55(2), 401-413. <https://doi.org/10.1111/j.1351-0754.2004.00609.x>
- Kaushal, S. S., Gold, A. J., Bernal, S., Johnson, T. A. N., Addy, K., Burgin, A., Burns, D. A., Coble, A. A., Hood, E., Lu, Y., Mayer, P., Minor, C. E., Schroth, A. W., Vidon, P., Wilson, H., Xenopoulos, M. A., Doody, T., Galella, J. G., Goodling, P., Haviland, K., Haq, S., Wessel, B., Wood, K. L., Jaworski, N., et Belt, K. T. (2018). Watershed 'chemical cocktails': forming novel elemental combinations in Anthropocene fresh waters. *Biogeochemistry*, 141(3), 281-305. <https://doi.org/10.1007/s10533-018-0502-6>
- Lee, M. H., Lee, S. Y., Yoo, H. Y., Shin, K. H., & Hur, J. (2020). Comparing optical versus chromatographic descriptors of dissolved organic matter (DOM) for tracking the non-point sources in rural watersheds. *Ecological Indicators*, 117(106682), 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106682>
- Maloney, K. O., & Weller, D. E. (2011). Anthropogenic disturbance and streams: land use and land-use change affect stream ecosystems via multiple pathways. *Freshwater Biology*, 56(3), 611-626. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02522.x>
- McKnight, D. M., Boyer, E. W., Westerhoff, P. K., Doran, P. T., Kulbe, T., & Andersen, D. T. (2001). Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity. *Limnology and Oceanography*, 46(1), 38-48. <https://doi.org/10.4319/lo.2001.46.1.0038>
- Meyer, J. L., Wallace, J. B., & Eggert, S. L. (1998). Leaf litter as a source of dissolved organic carbon in streams. *Ecosystems*, 1(3), 240-249. <https://doi.org/10.1007/s100219900019>
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) (2013). Le lac Saint-Pierre : Un joyau à restaurer. Repéré à <http://belsp.uqtr.ca/id/eprint/421>
- Moran, M. A., & Zepp, R. G. (1997). Role of photoreactions in the formation of biologically labile compounds from dissolved organic matter. *Limnology and Oceanography*, 42(6), 1307-1316. <https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.6.1307>
- Murphy, K. R., Stedmon, C. A., Graeber, D., & Bro, R. (2013). Fluorescence spectroscopy and multi-way techniques. *PARAFAC. Analytical Methods*, 5(23), 6557-6566. <https://doi.org/10.1039/C3AY41160E>
- Ohno, T. (2002). Fluorescence inner-filtering correction for determining the humification index of dissolved organic matter. *Environmental science & technology*, 36(4), 742-746. <https://doi.org/10.1021/es0155276>

- Oksanen, J., F. Blanchet, G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., & al. (2020). *vegan*: Community Ecology Package. Repéré à <https://cran.rproject.org/web/packages/vegan/index.html>
- Parlanti, E., Wörz, K., Geoffroy, L., & Lamotte, M. (2000). Dissolved organic matter fluorescence spectroscopy as a tool to estimate biological activity in a coastal zone submitted to anthropogenic inputs. *Organic geochemistry*, 31(12), 1765-1781. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(00\)00124-8](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(00)00124-8)
- Petrone, K. C., Fellman, J. B., Hood, E., Donn, M. J., & Grierson, P. F. (2011). The origin and function of dissolved organic matter in agro-urban coastal streams. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 116(G1), 1-13. <https://doi.org/10.1029/2010JG001537>
- Pisani, O., Bosch, D. D., Coffin, A. W., Endale, D. M., Liebert, D., & Strickland, T. C. (2020). Riparian land cover and hydrology influence stream dissolved organic matter composition in an agricultural watershed. *Science of The Total Environment*, 717(137165), 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137165>
- Raymond, P. A., et Saiers, J. E. (2010). Event controlled DOC export from forested watersheds. *Biogeochemistry*, 100(1), 197-209. <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9416-7>
- Raymond, P. A., Saiers, J. E., & Sobczak, W. V. (2016). Hydrological and biogeochemical controls on watershed dissolved organic matter transport: Pulse-shunt concept. *Ecology*, 97(1), 5-16. <https://doi.org/10.1890/14-1684.1>
- Shang, P., Lu, Y., Du, Y., Jaffé, R., Findlay, R. H., & Wynn, A. (2018). Climatic and watershed controls of dissolved organic matter variation in streams across a gradient of agricultural land use. *Science of the Total Environment*, 612, 1442-1453. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.322>
- Stedmon, C. A., & Bro, R. (2008). Characterizing dissolved organic matter fluorescence with parallel factor analysis: a tutorial. *Limnology and Oceanography: Methods*, 6(11), 572-579. <https://doi.org/10.4319/lom.2008.6.572>
- Stedmon, C. A., & Markager, S. (2005). Resolving the variability in dissolved organic matter fluorescence in a temperate estuary and its catchment using PARAFAC analysis. *Limnology and Oceanography*, 50(2), 686-697. <https://doi.org/10.4319/lo.2005.50.2.0686>
- Stedmon, C. A., Markager, S., & Bro, R. (2003). Tracing dissolved organic matter in aquatic environments using a new approach to fluorescence spectroscopy. *Marine chemistry*, 82(3-4), 239-254. [https://doi.org/10.1016/S0304-4203\(03\)00072-0](https://doi.org/10.1016/S0304-4203(03)00072-0)
- SUEZ. (2018). Sievers M9/M9e TOC Analyzers: operation and maintenance manual. Repéré à https://my.suezwatertechnologies.com/WTSCustomerPortal/s/content-download?DN=Mai_DLM_77000-08_EN.pdf

- TCRLSP. (2019). Cohabitation agriculture-faune en zone littorale au lac Saint-Pierre. Repéré à http://comiteziplsp.org/wordpress/wp-content/uploads/TCR/TCRLSP/PLAN_DE_GESTION_INTEGREE_REGIONAL/3.%20Cohabitation%20agriculture-faune%20-%20Fiche%20synthese%5B2020-02-25%5D.pdf
- Team, R. (2021). RStudio: integrated development for R. RStudio, PBC, Boston, MA. 2020. Repéré à <http://www.rstudio.com/>
- Weishaar, J. L., Aiken, G. R., Bergamaschi, B. A., Fram, M. S., Fujii, R., & Mopper, K. (2003). Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon. *Environmental science & technology*, 37(20), 4702-4708. <https://doi.org/10.1021/es030360x>
- Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., McGowan, L. D. A., François, R., Grolemund, G., Hayes, A., Henry, L., Hester, J., Kuhn, M., Müller, K., Ooms, J., Robinson, D., Seidel, D. P., Spinu, V., Takahashi, K., Vaughan, D., Wilke, C., Woo, K., & Yutani, H. (2019). Welcome to the Tidyverse. *Journal of open source software*, 4(43), 1686. <https://doi.org/10.21105/joss.01686>
- Wickham H (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. Repéré à <https://ggplot2.tidyverse.org>.
- Williams, C. J., Scott, A. B., Wilson, H. F., et Xenopoulos, M. A. (2012). Effects of land use on water column bacterial activity and enzyme stoichiometry in stream ecosystems. *Aquatic sciences*, 74(3), 483-494. <https://doi.org/10.1007/s00027-011-0242-3>
- Williams, C. J., Yamashita, Y., Wilson, H. F., Jaffé, R., & Xenopoulos, M. A. (2010). Unraveling the role of land use and microbial activity in shaping dissolved organic matter characteristics in stream ecosystems. *Limnology and Oceanography*, 55(3), 1159-1171. <https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.3.1159>
- Wilson, H. F., & Xenopoulos, M. A. (2009). Effects of agricultural land use on the composition of fluvial dissolved organic matter. *Nature Geoscience*, 2(1), 37-41. <https://doi.org/10.1038/ngeo391>
- Xenopoulos, M. A., Barnes, R. T., Boodoo, K. S., Butman, D., Catalán, N., D'Amario, S. C., Fasching, C., Kothawala, D. N., Pisani, O., Solomon, C. T., Spencer, R. G. M., Williams, C. J., & Wilson, H. F. (2021). How humans alter dissolved organic matter composition in freshwater: relevance for the Earth's biogeochemistry. *Biogeochemistry*, 1-26. <https://doi.org/10.1007/s10533-021-00753-3>
- Zsolnay, A., Baigar, E., Jimenez, M., Steinweg, B., & Saccomandi, F. (1999). Differentiating with fluorescence spectroscopy the sources of dissolved organic matter in soils subjected to drying. *Chemosphere*, 38(1), 45-50. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(98\)00166-0](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(98)00166-0) Get rights and content

Chapitre 4

Évaluation de la qualité de l'eau de la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre et de la contribution des ruisseaux agricoles s'écoulant du bassin versant dans le transport de matière organique dissoute

4.1 Introduction

Un ensemble de variables ont été mesurées dans les différents types d'utilisation des terres de la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre (LSP) lors des crues printanières de 2019 et de 2022 afin d'obtenir un aperçu de la qualité de l'eau. L'azote total (NT), le phosphore total (PT) et la turbidité ont été choisis comme indicateurs puisque ces variables permettent d'établir quels types d'aménagements du territoire dans la plaine ont le potentiel d'occasionner des répercussions positives ou négatives pour le milieu aquatique. Cette analyse de la qualité de l'eau a été séparée en fonction des deux phases de l'inondation (initiale et finale). Cette séparation est importante puisqu'elle permet d'observer le dynamisme temporel de la plaine et d'en comprendre les impacts sur l'environnement aquatique. Le suivi de la qualité de l'eau de la plaine d'inondation est essentiel étant donné les pressions anthropiques que subissent les écosystèmes littoraux du LSP depuis plusieurs décennies. En effet, les milieux naturels et les cultures pérennes n'ont plus leurs ampleurs d'autrefois. Ces habitats ont été progressivement transformés en cultures annuelles intensives de maïs et de soya et ces terres agricoles constituent désormais le principal paysage au tour du LSP (Dauphin et Jobin, 2016). Ces cultures implantées dans la zone littorale ne tiennent pas compte des caractéristiques hydrologiques associées aux plaines inondables. Les pratiques agricoles intensives engendrent une mise à nu des terres et des épandages excessifs de fumier à l'automne. Lorsque l'eau inonde ces terres, les matières fertilisantes employées dans ce type de cultures sont transportées vers le lac et engendrent une détérioration de la qualité de l'eau. Il est sans compter le lessivage des sols et la remise en suspension des sédiments qui rendent l'eau très turbide et qui nuisent fortement aux écosystèmes aquatiques et aux populations de poissons (TCRLSP, 2019).

Le bassin versant de la rive sud du LSP dans le secteur de Baie-du-Febvre comporte plusieurs ruisseaux et rivières agricoles qui se déversent directement dans le lac. Lors des crues printanières, le débit de ces petits cours d'eau augmente drastiquement et ils transportent d'importantes quantités de matière en suspension (turbidité), d'éléments nutritifs (azote et

phosphore) et de matière organique dissoute (MOD) vers la plaine d'inondation. Ces apports agricoles pour la plaine d'inondation et le LSP peuvent s'expliquer par l'importante superficie de terres agricoles présente en amont de ces cours d'eau. En effet, c'est près de 70 % du territoire dans cette région qui est recouvert par les cultures annuelles et qui semble en partie responsable de la dégradation des écosystèmes aquatiques et de la qualité de l'eau qui est transportée vers l'aval (Simoneau, 2017). Dans le cadre de ce projet, la concentration en carbone organique dissous (COD), la composition de la MOD, la température de l'eau et la turbidité ont été mesurées au long du gradient de naturalité à l'image du chapitre 3, mais également dans le ruisseau David-Houle, la rivière des Frères et la rivière Brielle. Le suivi temporel des intrants agricoles en provenance de ces petits tributaires de la plaine d'inondation a permis de mettre l'accent sur les facteurs hydrologiques qui régulent le transport de la MOD du bassin versant jusqu'au LSP.

4.2 Matériels et méthodes

4.2.1 Qualité de l'eau de la plaine d'inondation

Afin de dresser un portrait global de la qualité de l'eau dans la plaine d'inondation du LSP, l'azote total (NT $\mu\text{g L}^{-1}$), le phosphore total ($\mu\text{g L}^{-1}$) et la turbidité ont été mesurés pour l'ensemble des sites du gradient de naturalité au printemps 2019 et 2022 (35 sites). La zone d'étude divisée en quatre secteurs (Île Dupas, Saint-Barthélemy, Pierreville et Baie-du-Febvre), le gradient de naturalité ainsi que le plan d'échantillonnage sont décrits dans le chapitre 3 de ce mémoire. À chacune des stations d'échantillonnage, la turbidité (FNU) a été mesurée avec une sonde HANNA (sonde multiparamètre HI9829) et 20 litres d'eau ont été récupérés dans un bidon préalablement lavé avec de l'acide chlorhydrique 10 %. Au laboratoire, 500 ml d'eau brute non filtrée ont été conservés dans des bouteilles de polytéraphalate d'éthylène préalablement lavées avec de l'acide chlorhydrique 10 % en attente des analyses de l'azote total (NT) et du phosphore total (PT). Les concentrations en nutriments des échantillons ont été fixées par l'ajout d'acide sulfurique (1 $\mu\text{L H}_2\text{SO}_4$ pour 1 ml d'échantillon) et les bouteilles ont été conservées à 4 °C jusqu'à l'analyse.

Les concentrations en NT et en PT ont été réalisées à partir d'un analyseur par flux d'injection Lachat QuickChem 8500. Le principe analytique derrière l'évaluation des teneurs en phosphore comprend un processus de digestion nécessitant l'usage d'acide sulfurique et de

persulfate de potassium. Cette méthode consiste à oxyder les composés contenant du phosphore afin de produire des ions orthophosphate (PO_4^{3-}). La mesure d'absorbance à 880 nm étant proportionnelle à la concentration d'orthophosphate dans l'échantillon, il est alors possible de mesurer les concentrations en PT (Egan, 2007). Les concentrations en NT ont été déterminées par un procédé de digestion au persulfate de potassium. Cette méthode convertit les formes azotées présentes dans l'eau en molécules de $\text{NO}_3\text{-N}$ puis les réduit en $\text{NO}_2\text{-N}$ par le passage de l'échantillon dans une colonne granulaire de réduction au cadmium. La concentration finale correspond à la lecture de l'intensité d'absorbance mesurée à 540 nm (Walker, 2014).

4.2.2 Transport de MOD du bassin versant

Les trois ruisseaux agricoles (Rag) à l'étude étaient localisés dans le bassin versant de Baie-du-Febvre (Figure 4.1) et ont été échantillonnés à plusieurs reprises au courant de l'inondation de 2019. Plus spécifiquement, l'eau du ruisseau David Houle (ST31) a été prélevée à 10 reprises, la rivière des frères (ST33) à 10 reprises et la rivière Brielle (ST34) à neuf reprises. À chacun des ruisseaux agricoles, 250 ml d'eau ont été récoltés dans des bouteilles préalablement lavées avec de l'acide chlorhydrique 10 % dans le but d'effectuer la caractérisation de la MOD (concentration en COD et composition). De plus, des mesures de la température de l'eau ($^{\circ}\text{C}$) et de la turbidité ont été prises à l'aide d'une sonde HANNA (sonde multiparamètre HI9829). Les échantillons d'eau ont été traités la journée même au laboratoire. L'eau a été filtrée à l'aide d'une pompe péristaltique munie d'un filtre en fibre de verre (GF/F) d'un diamètre de 47 mm et d'une porosité de $0.7\ \mu\text{m}$ afin d'enlever les organismes microbiens. Ce filtrat a servi à la préparation d'un échantillon de 40 ml pour l'analyse de la fluorescence et de l'absorbance et de deux répliques de 40 ml pour l'évaluation des teneurs en COD (mg L^{-1}). Avant leurs analyses, les échantillons de fluorescence/absorbance et de COD ont été conservés à quatre $^{\circ}\text{C}$ dans des fioles préalablement lavées avec de l'acide chlorhydrique 10 % et brûlés à $500\ ^{\circ}\text{C}$ pendant cinq heures. Les échantillons de COD ont été acidifiés avec de l'acide chlorhydrique 37 % ($\text{pH} = 2$) afin d'arrêter les réactions biologiques.

Les concentrations en COD (mg L^{-1}) des ruisseaux agricoles ont été mesurées à l'aide d'un analyseur à carbone organique total (COT) de modèle Sivers M9. L'appareil utilise une méthode par radiation UV et oxydation via l'ajout d'ammonium persulfate (agent oxydant) (SUEZ, 2018).

Pour chaque échantillon, l'analyseur mesure quatre répliques et rejette celui s'éloignant le plus de la moyenne générale. Par la suite, la moyenne des trois répliques sélectionnés par l'instrument correspond à la valeur de COD pour l'échantillon donné. Pour l'ensemble des échantillons, le coefficient de variation (RSD %) était inférieur à 5 %. Les méthodes derrière la production et la correction des matrices d'excitation et d'émission (MEE) de la fluorescence ainsi que les différentes étapes de la modélisation PARAFAC sont détaillées dans la section matériels et méthodes du chapitre 3. Le *fluorescence index* (FI) et le *freshness index* (FRESH) ont été calculés à partir des MEE des ruisseaux agricoles. L'indice FI permet de distinguer l'origine de la MOD. Des valeurs de FI situées autour de 1.23 sont associées à une MOD dérivant des milieux terrestres (matière végétale) alors que des valeurs s'approchant de 1.68 correspondent à une MOD produite à même le milieu aquatique par les communautés microbiennes (algales et bactériennes) (Cory et al., 2010). L'indice FRESH nous indique l'état de la MOD alors que des intensités de fluorescence situées dans la région β (FRESH > 1) représentent une MOD fraîchement produite par les communautés microbiennes et les intensités dans le spectre α (FRESH < 0.6) sont associées à une MOD d'origine terrestre ayant un aspect plus dégradé (Huguet et al., 2009).

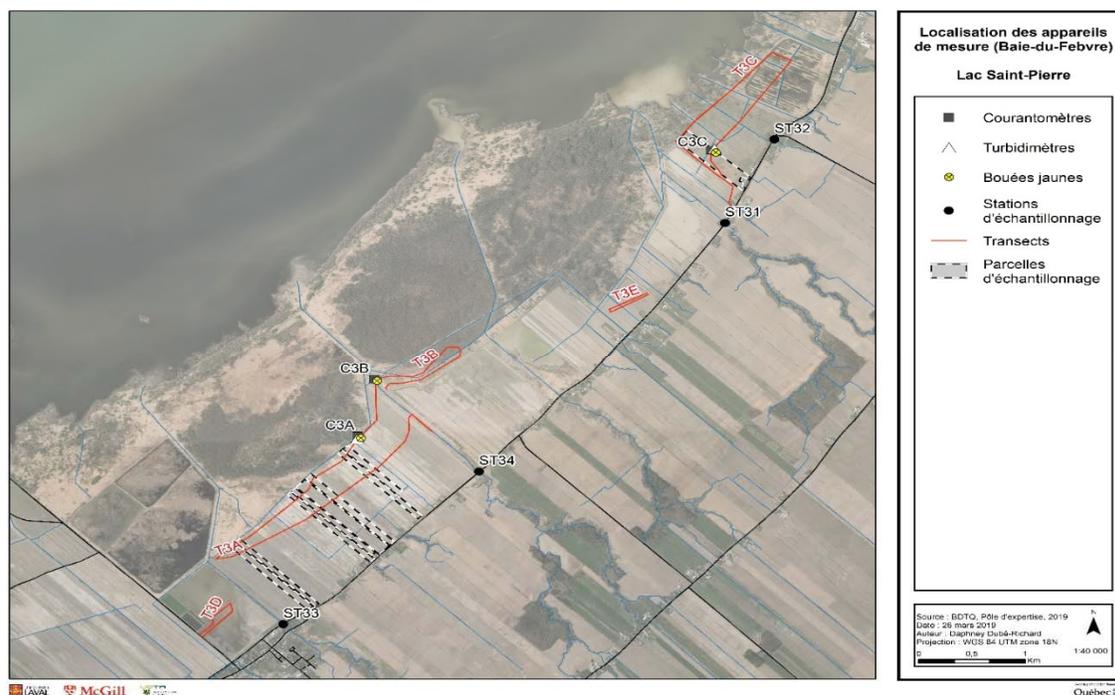


Figure 4.1 Localisation des sites d'échantillonnage des ruisseaux agricoles dans le secteur de Baie-du-Febvre. Les sites échantillonnés pour le suivi temporel de la qualité de l'eau et du transport de la matière organique dissoute sont le ruisseau David Houle (ST31), la rivière des frères (ST33) et la rivière Brielle (ST34).

4.3 Résultats

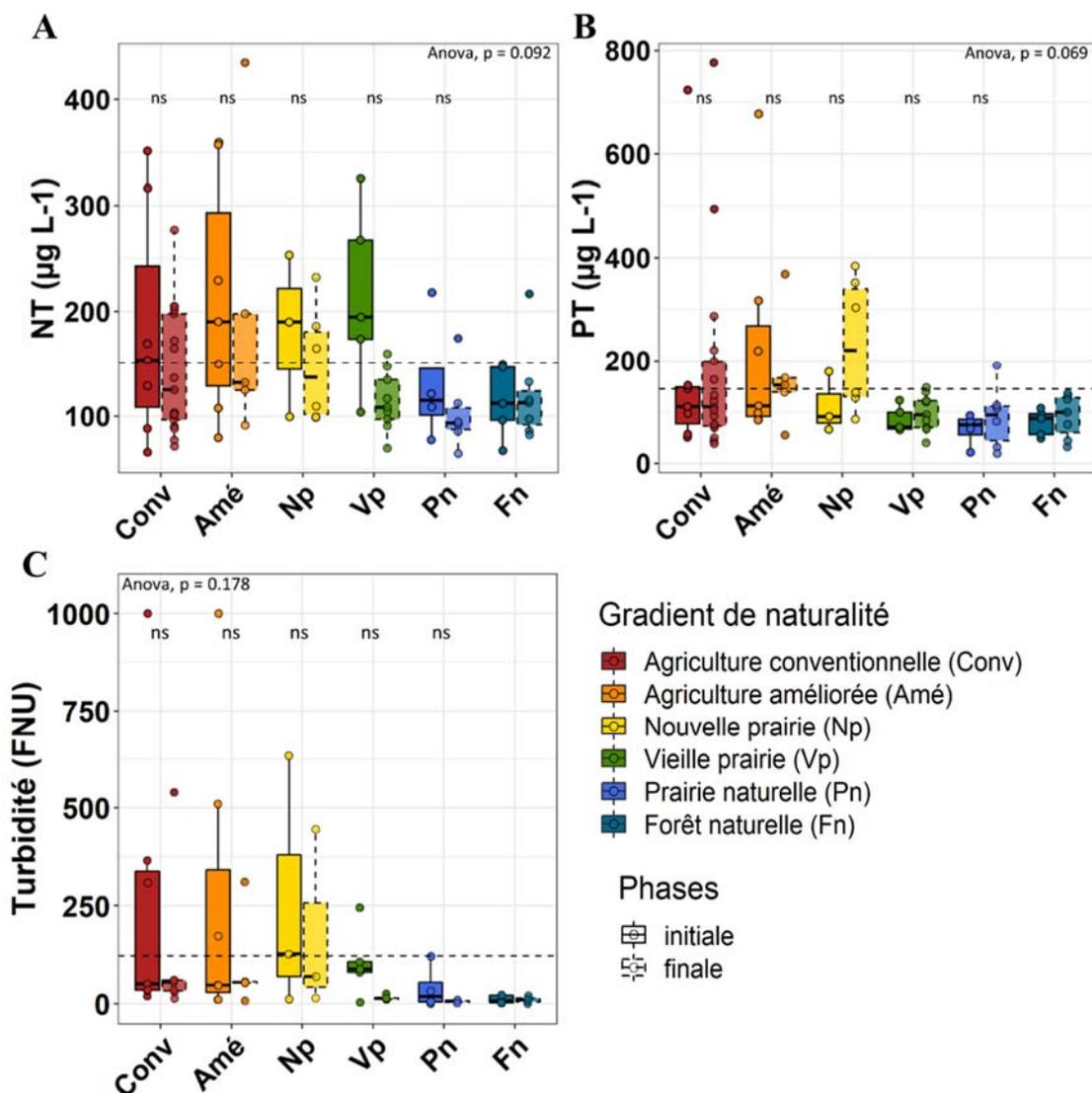


Figure 4.2 Influence de l'utilisation des terres (gradient de naturalité) dans la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre sur les variables de la qualité de l'eau en fonction des deux phases (initiale et finale) de la crue printanière. (A) azote total ($\mu\text{g L}^{-1}$) (2019 et 2022); (B) phosphore total ($\mu\text{g L}^{-1}$) (2019 et 2022); (C) turbidité (FNU) (2022). Un test ANOVA et un test de Tukey ont été effectués pour comparer les sites du gradient de naturalité aux forêts naturelles. Significativité des valeurs de p ajustées : 0.0001 '***', 0.001 '**', 0.01 '*'.

4.3.1 Qualité de l'eau de la plaine d'inondation

Tout d'abord, les concentrations en NT ($\mu\text{g L}^{-1}$) des deux phases de l'inondation étaient plus élevées dans les milieux agricoles (agriculture conventionnelle (Conv), agriculture améliorée

(Amé) et nouvelle prairie (Np)) que dans les milieux naturels (prairie naturelle (Pn) et forêt naturelle (Fn)) du gradient de naturalité (Figure 4.1A). Lors de la phase initiale, les échantillons d'eau des vieilles prairies (Vp) étaient les plus concentrés en NT (moy. $213.03 \mu\text{g L}^{-1}$). Cependant, ces cultures pérennes ont engendré une diminution marquée dans le temps alors que les valeurs ont chuté de 46 % lors de la phase finale (moy. $= 114.39 \mu\text{g L}^{-1}$). De manière générale, l'azote total diminuait légèrement entre les deux phases de l'inondation pour l'ensemble des secteurs de la plaine (moy. initiale $= 175.90 \mu\text{g L}^{-1}$, moy. finale $= 135.70 \mu\text{g L}^{-1}$). Cette diminution était principalement causée par les sites agricoles conventionnels, les Np, les Vp et les Pn alors que les cultures améliorées et les Fn demeuraient relativement stables au cours de l'inondation.

Les variations temporelles observées entre les deux phases de l'inondation pour les concentrations en PT ($\mu\text{g L}^{-1}$) étaient plus complexes que celles de l'azote. En effet, il n'existait pas de tendance claire au cours de la crue pour l'ensemble des sites du gradient de naturalité réuni alors que la moyenne générale demeurait stable (moy. initiale $= 140.30 \mu\text{g L}^{-1}$, moy. finale $= 147.84 \mu\text{g L}^{-1}$) (Figure 4.1B). Toutefois, il semble que les sols agricoles (Conv, Amé et Np) accentuaient le transport de phosphore vers la colonne d'eau et que les sols naturels et les Vp maintenaient des concentrations plus faibles et plus stables durant l'inondation. En effet, la grande variabilité ainsi que la présence de valeurs extrêmes pour les milieux agricoles étaient responsables de la distinction avec les milieux naturels. Ces teneurs plus élevées pour les sites agricoles semblaient refléter un effet blocs étant donné que seulement quelques sites situés à l'Île-Dupas et Baie-du-Febvre avaient un effet levier sur les données de PT. Plus spécifiquement, les parcelles agricoles conventionnelles DUPA01 (phase finale : $494.46 \mu\text{g L}^{-1}$) et BAIE03 (phase initiale : $723.68 \mu\text{g L}^{-1}$, phase finale : $776.59 \mu\text{g L}^{-1}$), la parcelle agricole améliorée BAIE04 (phase initiale : $677.41 \mu\text{g L}^{-1}$, phase finale : $368.52 \mu\text{g L}^{-1}$) et les nouvelles prairies DUPA06 (phase finale : $384.31 \mu\text{g L}^{-1}$) et BAIE07 (phase finale : $351.92 \mu\text{g L}^{-1}$). Selon les critères environnementaux du MELCCFP pour la qualité de l'eau de surface, des concentrations supérieures à $30 \mu\text{g L}^{-1}$ pourraient favoriser la croissance excessive des algues et des plantes aquatiques et basculer le système vers une phase d'eutrophisation (MELCCFP, 2022). Il est possible que les valeurs élevées de PT dans la plaine d'inondation soient le résultat d'une montée sporadique du niveau de l'eau favorisant le lessivage de l'horizon organique des sols agricoles et la remise en suspension d'éléments nutritifs. Étant donné la complexité hydrologique de la plaine d'inondation, il n'est pas assuré que ces charges en nutriments soient transportées jusqu'au LSP.

Cependant, un suivi temporel et spatial des concentrations en PT semble important afin de détecter les points chauds d'ajout de fertilisant et de limiter leurs impacts pour les écosystèmes riverains du LSP.

La turbidité de l'eau était un indicateur clé du dynamisme hydrologique de la plaine d'inondation (Figure 4.1C). En effet, la phase initiale de l'inondation était caractérisée par une augmentation de la turbidité (moy. = 165.13 FNU). Cette turbidité est principalement causée par la fonte des neiges du bassin versant et de son ruissellement jusqu'à la plaine d'inondation par les nombreux ruisseaux agricoles qui se déversent dans le LSP (Figure 4.2E). D'un autre côté, la phase finale était associée à une diminution de la turbidité à l'échelle de la plaine (moy. 71.70 FNU). En effet, les cultures agricoles conventionnelles et améliorées ont vu leurs turbidités diminuées de 56 % et 62 % respectivement au cours de l'inondation alors que celle des Np a chuté de 31 %. Un fait étonnant est la capacité des Vp et des Pn à diminuer fortement la turbidité avec un écart de 85 % chacun entre la phase initiale et finale. Les Fn étant des milieux isolés et à l'écart des cultures agricoles ont maintenu une eau très claire tout au long de l'inondation (moy. initiale = 10.82 FNU, moy. finale = 9.75 FNU). De plus, la diminution des valeurs de turbidité observée pour les Pn et les Fn comparativement aux sites agricoles semblait en accord avec leur positionnement dans la zone littorale. Ces milieux naturels étaient situés à une altitude plus basse que les milieux agricoles par rapport au LSP. Les prairies et les forêts naturelles recevaient donc davantage l'eau du fleuve qui est moins turbide que les petits tributaires s'écoulant du bassin versant agricole.

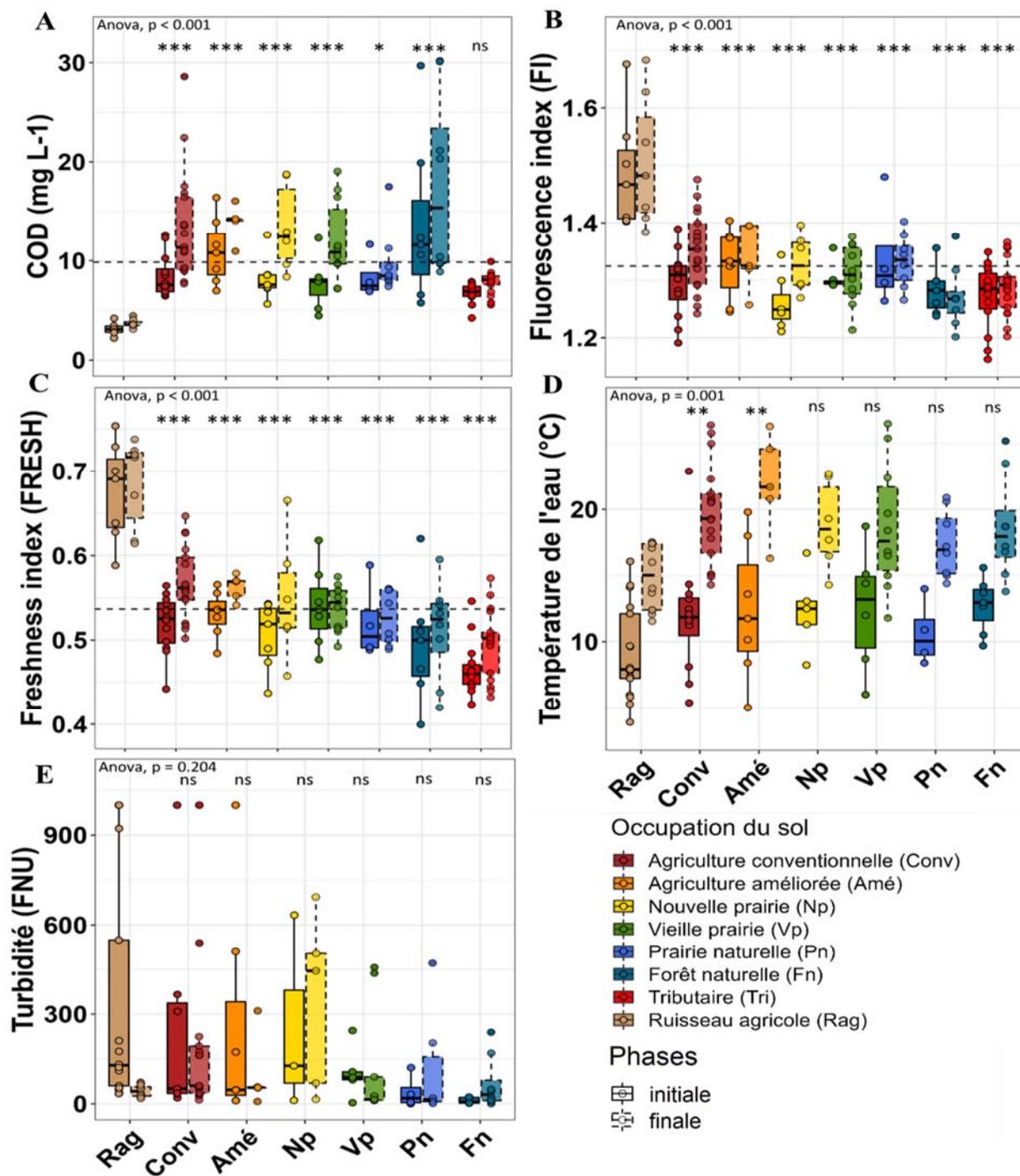


Figure 4.3 Comparaison entre les apports de MOD provenant des ruisseaux agricoles s'écoulant du bassin versant de Baie-du-Febvre et les différents types d'utilisation des terres (gradient de naturalité) ainsi que les tributaires majeurs en fonction des deux phases (initiale et finale) de la crue printanière. (A) COD (mg L^{-1}) ; (B) Fluorescence index (FI) ; (C) Freshness index (FRESH) ; (D) température de l'eau ($^{\circ}\text{C}$) ; (E) turbidité (FNU). Un test ANOVA et un test de Tukey ont été effectués pour comparer les sites du gradient de naturalité et les tributaires aux ruisseaux agricoles. Significativité des valeurs de p ajustées : 0.0001 '***', 0.001 '**', 0.01 '*'.

4.3.2 Transport de MOD du bassin versant

Les trois petits tributaires (ruisseaux agricoles) échantillonnés dans le bassin versant de la plaine d'inondation à Baie-du-Febvre ont été comparés aux différentes parcelles appartenant au gradient de naturalité ainsi qu'aux tributaires majeurs du LSP décrit dans le chapitre 3 de ce mémoire. Cette évaluation a permis de comparer les concentrations en COD, les sources de la MOD et la turbidité entre les intrants du bassin versant, la plaine d'inondation et le fleuve Saint-Laurent (Figure 4.2).

La contribution des ruisseaux agricoles dans le transport de la MOD du bassin versant vers la plaine est amplifiée lors de la phase initiale de l'inondation où la fonte de la neige augmente le débit de ces petits cours d'eau favorisant ainsi les apports agricoles vers la zone littorale dans le secteur de Baie-du-Febvre. Ce phénomène occasionne le transport d'une eau froide, très turbide (331.93 FNU) et relativement peu concentrée en COD (moy. 3.41 mg L⁻¹) vers la plaine d'inondation. Au cours de l'inondation, les ruisseaux agricoles et les tributaires ne semblent pas augmenter les concentrations en COD dans la plaine (Figure 4.2A). Ce sont plutôt les processus de lixiviation de la matière organique des sols agricoles, de prairies et des milieux forestiers qui sont responsables des plus fortes concentrations en COD relarguées vers la colonne d'eau.

Les nombreuses terres agricoles situées dans le bassin versant de Baie-du-Febvre engendrent une signature unique à la MOD transportée vers la plaine. Cette composition particulière de la MOD se reflète par l'augmentation des indices FI et FRESH comparativement au gradient de naturalité et aux tributaires (Figure 4.2B-C). Les ruisseaux agricoles sont donc responsables du transport d'une MOD qui est fraîchement produite par les communautés microbiennes aquatiques (sources autochtones). Les ruisseaux agricoles de ce secteur du littoral sont réputés pour transporter d'importantes quantités d'azote et de phosphore vers le LSP (Simoneau, 2017). Cette charge en nutriments en provenance du bassin versant favorise les métabolismes microbiens et par la même occasion semble accentuer le transport des sources microbiennes de la MOD vers l'aval (Wilson et Xenopoulos, 2009).

4.4 Discussion

4.4.1 Implications pour l'aménagement de la zone littorale

Les résultats de la qualité de l'eau pour les différents types d'utilisation des terres de la plaine d'inondation témoignent de la capacité des vieilles prairies et des prairies naturelles à limiter les concentrations en nutriments et la matière en suspension dans l'environnement aquatique. Les bénéfices des prairies pour l'environnement dans des conditions hydrologiques extrêmes sont bien connus dans la littérature. En effet, la mise en place de cultures pérennes supportant une forte biomasse végétale au sol augmente la rétention des sédiments et des nutriments (Bourgeois et al., 2019). Par ailleurs, la présence de végétation herbacée dans les prairies augmente la disponibilité du carbone minéralisable par les communautés microbiennes responsables des processus de dénitrification (Iqbal et al., 2015). La présence d'une biomasse végétale au sol pour les Vp avant l'inondation peut expliquer pourquoi ce type d'utilisation des terres diminue de façon considérable les concentrations en azote total et la charge sédimentaire du milieu aquatique (Figure 4.1A-C). Ces services écosystémiques sont possibles grâce à la capacité des prairies à réduire le ruissellement de surface en période de crue et favoriser l'infiltration de l'eau dans les pores du sol (Bourgeois et al., 2019). De plus, la réduction du ruissellement de surface contrôle l'érosion et par la même occasion accentue les teneurs en carbone organique des sols (Asbjornsen et al., 2014; Bourgeois et al., 2019). En plus d'utiliser moins de fertilisants, le travail réduit des sols en cultures pérennes peut diminuer la perte de phosphore et son transport vers l'environnement aquatique. Étant donné les fortes concentrations en PT observées dans la plaine d'inondation (Figure 4.1B), l'établissement de nouvelles prairies pourrait limiter les risques d'eutrophisation de la zone littorale en capturant le phosphore d'origine agricole (Sharpley et al., 2000; Zhang et al., 2010).

4.4.2 Influences du secteur d'échantillonnage et des ruisseaux agricoles sur la turbidité de la plaine d'inondation

Les valeurs de turbidité dans la plaine variaient en fonction du secteur d'échantillonnage (Figure S6). En effet, les niveaux élevés de turbidité observés à Baie-du-Febvre comparativement aux autres secteurs de la plaine semblaient responsables de l'augmentation de la turbidité pour les sites agricoles par rapport aux milieux naturels. En ordre décroissant, les secteurs de Baie-du-Febvre (moy. 340.53 FNU), Berthierville (moy. 118.31 FNU), Île-Dupas

(moy. 32.73 FNU) et Pierreville (moy. 19.76 FNU) représentaient le gradient de turbidité. Cette divergence entre les secteurs peut être causée par les différents tributaires de la plaine d'inondation ainsi que de la proportion de milieux agricoles dans le bassin versant. Baie-du-Febvre est reconnue pour ses nombreux ruisseaux et rivières s'écoulant d'un bassin versant majoritairement agricole (70 %) et transportant d'énormes quantités de sédiments (turbidité) et de matière organique pour la plaine en début de crue (Figure 4.3E). Dans le secteur de Pierreville, la rivière Saint-François est responsable de l'inondation des terres et semble limiter la turbidité. En effet, le bassin versant de la rivière Saint-François est dominé par les milieux forestiers (62 %) limitant ainsi la charge en sédiment vers la zone littorale (Simoneau, 2017). De nombreux facteurs peuvent toutefois influencer les niveaux de turbidité mesurée à l'échelle locale, soit les patrons hydrologiques, la structure et la composition des sols agricoles, le type de travail du sol, la mise à nu des terres cultivées et l'absence de couvert végétal en début de crue (Bourgeois et al., 2019).

4.5 Figures supplémentaires

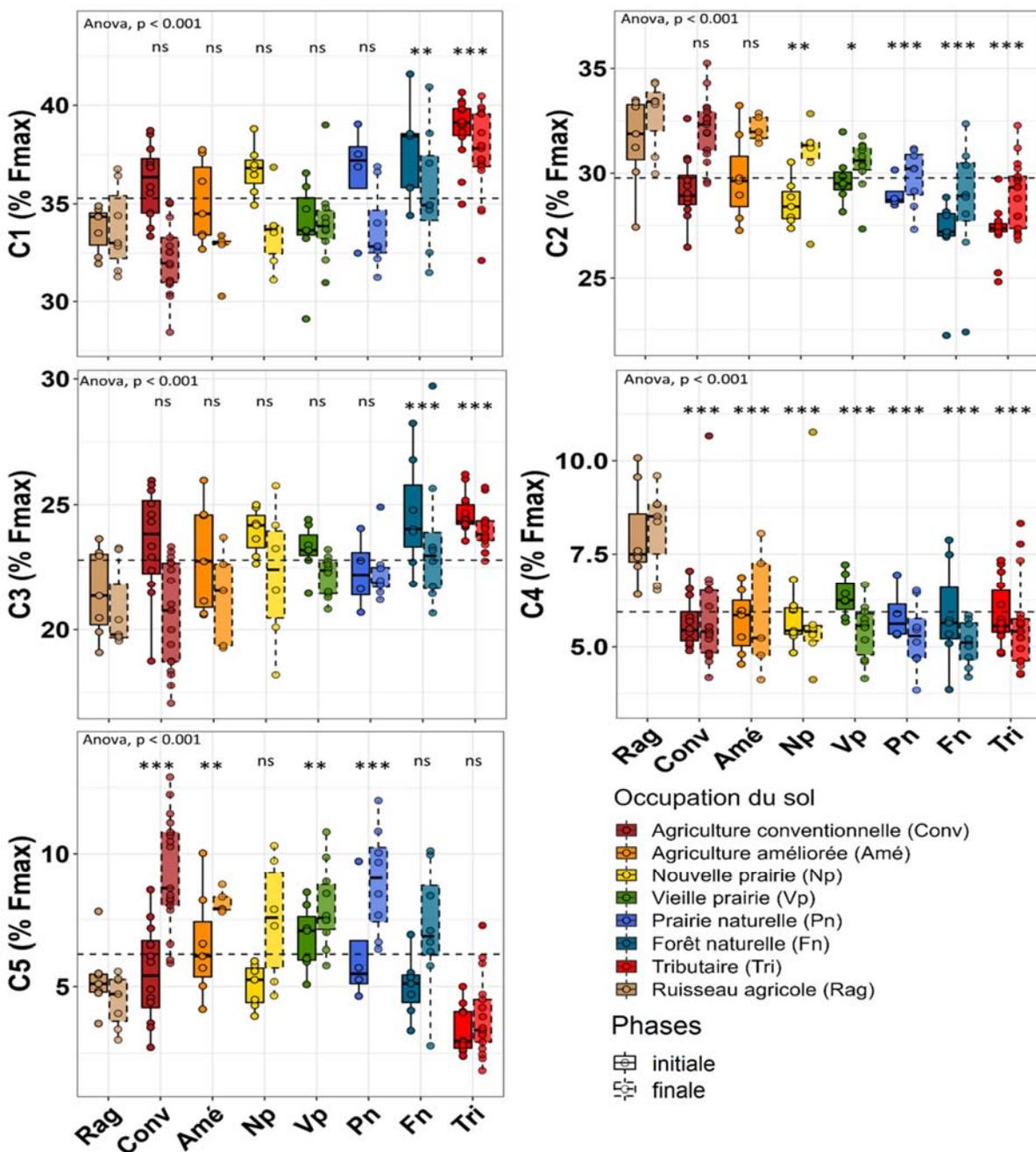


Figure S5 Influence de l'utilisation des terres (gradient de naturalité, 2019 et 2022), des tributaires (2019) et des ruisseaux agricoles (2019) dans la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre sur la contribution des 5 composantes du modèle PARAFAC (% F_{MAX}) en fonction des deux phases (initiale et finale) de la crue printanière. (A) C1 (humique); (B) C2 (microbienne); (C) C3 (humique); (D) C4 (protéique-Tryptophane); (E) C5 (protéique-Tyrosine) Un test ANOVA et un test de Tukey ont été effectués pour comparer les sites du gradient de naturalité et les tributaires aux ruisseaux agricoles. Significativité des valeurs de p ajustées : 0.0001 '***', 0.001 '**', 0.01 '*'.

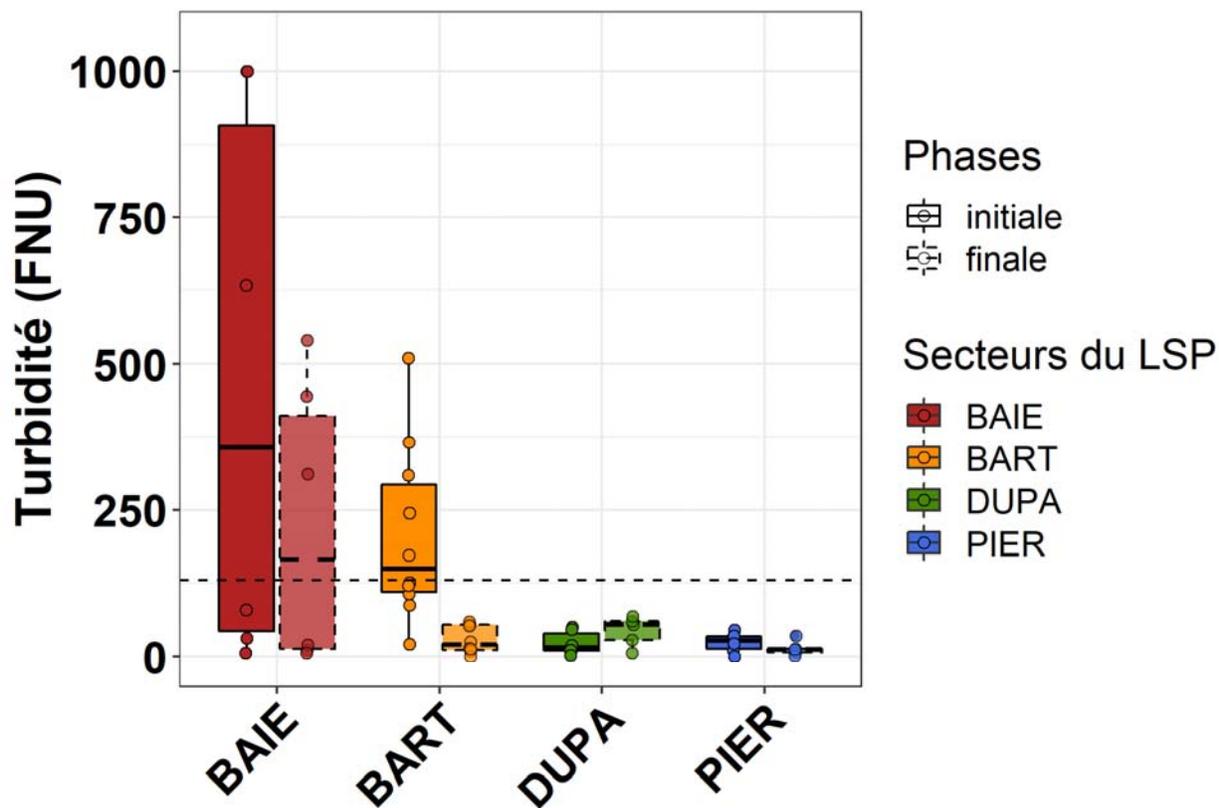


Figure S6 Influence des secteurs d'échantillonnage de la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre sur la turbidité (FNU) (2022) en fonction des deux phases (initiale et finale) de la crue printanière. Baie-du-Febvre (BAIE), Saint-Barthélemy (BART), Île Dupas (DUPA), Pierreville (PIER).

4.6 Références

- Asbjornsen, H., Hernandez-Santana, V., Liebman, M., Bayala, J., Chen, J., Helmers, M., Ong, C.K., et Schulte, L. A. (2014). Targeting perennial vegetation in agricultural landscapes for enhancing ecosystem services. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 29(2), 101-125. <https://doi.org/10.1017/S1742170512000385>
- Bourgeois, B., Seguin, P., Proulx, R., Poulin, M., Vaillancourt, M., et Vanasse, A. (2019). Pratiques agroécologiques durables, apport de services écosystémiques et perspectives pour la réhabilitation des plaines inondables cultivées. *Revue de la littérature*. Repéré à http://belsp.uqtr.ca/id/eprint/1475/1/Bourgeois%20et%20al_2019_Rev.litt.complete_A.pdf
- Cory, R. M., Miller, M. P., McKnight, D. M., Guerard, J. J., & Miller, P. L. (2010). Effect of instrument-specific response on the analysis of fulvic acid fluorescence spectra. *Limnology and Oceanography: Methods*, 8(2), 67-78. <https://doi.org/10.4319/lom.2010.8.67>
- Dauphin, D., & Jobin, B. (2016). Changements de l'occupation du sol dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre entre les années 1950 et 1997. *Le Naturaliste canadien*, 140(1), 42-52. <https://doi.org/10.7202/1034097ar>
- Egan, L. 2007. QuikChem® Method 10-115-01-1-F. Total phosphorus in persulfate digests. Lachat Instruments, 5600 Lindburgh Drive, Loveland, Colorado 80539 USA.
- Huguet, A., Vacher, L., Relexans, S., Saubusse, S., Froidefond, J. M., & Parlanti, E. (2009). Properties of fluorescent dissolved organic matter in the Gironde Estuary. *Organic Geochemistry*, 40(6), 706-719. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2009.03.002>
- Iqbal, J., Parkin, T. B., Helmers, M. J., Zhou, X., et Castellano, M. J. (2015). Denitrification and nitrous oxide emissions in annual croplands, perennial grass buffers, and restored perennial grasslands. *Soil Science Society of America Journal*, 79(1), 239-250. <https://doi.org/10.2136/sssaj2014.05.0221>
- Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs. (2022). Critère de qualité de l'eau de surface. Repéré à https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0393
- Sharpley, A., Foy, B., & Withers, P. (2000). Practical and innovative measures for the control of agricultural phosphorus losses to water: an overview. *Journal of environmental quality*, 29(1), 1-9. <https://doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900010001x>
- Simoneau, M. (2017). Qualité de l'eau des tributaires du lac Saint-Pierre: évolution temporelle 1979-2014 et portrait récent 2012-2014. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement. Repéré à https://belsp.uqtr.ca/id/eprint/1204/1/Simoneau_2017_Qualite_eau_tributaires_LSP_1979-2014_A.pdf

- SUEZ. (2018). Sievers M9/M9e TOC Analyzers: operation and maintenance manual. Repéré à https://my.suezwatertechnologies.com/WTSCustomerPortal/s/content-download?DN=Mai_DLM_77000-08_EN.pdf
- TCRLSP. (2019). Cohabitation agriculture-faune en zone littorale au lac Saint-Pierre. Repéré à http://comitezplsp.org/wordpress/wp-content/uploads/TCR/TCRLSP/PLAN_DE_GESTION_INTEGREE_REGIONAL/3.%20Cohabitation%20agriculture-faune%20-%20Fiche%20synthese%5B2020-02-25%5D.pdf
- Walker, R. (2014). Standard Operating Procedure for the Determination of Total Nitrogen. Repéré à <https://www.sfwmd.gov/sites/default/files/documents/sfwmd-lab-sop-3090-003.pdf>
- Wilson, H. F., & Xenopoulos, M. A. (2009). Effects of agricultural land use on the composition of fluvial dissolved organic matter. *Nature Geoscience*, 2(1), 37-41. <https://doi.org/10.1038/ngeo391>
- Zhang, X., Liu, X., Zhang, M., Dahlgren, R. A., & Eitzel, M. (2010). A review of vegetated buffers and a meta-analysis of their mitigation efficacy in reducing nonpoint source pollution. *Journal of environmental quality*, 39(1), 76-84. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0496>

Chapitre 5

Conclusions et Recommandations

5.1 Retour sur les principaux résultats du projet de recherche

Les principaux objectifs de recherche derrière l'élaboration de ce projet de maîtrise en sciences de l'environnement étaient : (1) d'examiner l'influence de l'utilisation des terres sur la concentration, la composition et la biodisponibilité de la matière organique dissoute (MOD) le long d'un gradient de naturalité dans la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre (LSP) (2) de comparer les sources de MOD relarguées des sols provenant des différents types d'utilisation des terres aux intrants de MOD transportés par les tributaires et les ruisseaux agricoles adjacents à la plaine (3) et d'explorer la variabilité temporelle dans la concentration, la composition et la biodisponibilité de la MOD au cours de la crue printanière. Par la suite, d'autres axes de recherche se sont greffés au projet afin d'adresser des enjeux importants tels que la qualité de l'eau de la plaine d'inondation (nutriments et turbidité) et l'analyse de la contribution des ruisseaux agricoles dans le bassin versant de Baie-du-Febvre dans le transport de MOD vers la plaine.

La connectivité hydrologique de la plaine d'inondation du LSP joue un important rôle dans l'exportation de carbone organique dissous (COD) pour le fleuve Saint-Laurent. En effet, les intrants de matière organique transportés par les tributaires et les ruisseaux agricoles du bassin versant étaient relativement faibles en COD (4 mg L^{-1}) comparativement aux sites du gradient de naturalité (12 mg L^{-1}). Ces résultats révèlent la capacité des sols de la plaine à relarguer d'importantes quantités de COD vers l'environnement aquatique et éventuellement d'exporter ce carbone vers le fleuve lors de la décrue.

Les sols agricoles de la plaine ont modifié la composition et la biodégradabilité de la MOD. La MOD en milieux agricole était enrichie en composés protéiques la rendant particulièrement labile à la consommation bactérienne. À l'opposé, la MOD des milieux naturels était associée à des composés humiques, aromatiques et plus récalcitrants à la biodégradation typique des milieux terrestres. Par conséquent, la présence de l'agriculture dans la plaine limite la complexité de la MOD relarguée vers la colonne d'eau en plus d'augmenter sa métabolisation par les communautés

bactériennes représentant un compartiment majeur du réseau trophique aquatique de la plaine. À l'inverse, la diminution de la consommation de la MOD ayant des arrangements moléculaires complexes typiques des sources terrestres dans les régions du littoral ayant une plus grande superficie de prairies naturelles et de milieux boisés favorisera le transport du carbone vers le fleuve Saint-Laurent lors de la décrue.

Le contraste observé entre la signature humique d'origine terrestre de la MOD des tributaires et la signature protéique et labile de la MOD transportée par les ruisseaux agricoles témoigne de la complexité hydrologique de la plaine d'inondation et de son interaction avec la composition moléculaire de la MOD. Afin d'évaluer de façon précise la dynamique de la MOD au LSP, il semble primordial de mesurer l'implication des tributaires et du fleuve dans le transport de MOD de sources allochtones tout en intégrant les intrants autochtones du bassin versant.

L'évaluation de la dynamique de la MOD en fonction de l'utilisation des terres n'aurait pas été complète sans l'intégration des variations hydrologiques dictées par les deux phases au cours d'une inondation au LSP. Lors de la phase initiale, les tributaires ont accentué le signal humique et terrestre de la MOD ce qui a résulté à un mélange plus homogène de la composition de la matière organique pour les différents types d'utilisation des terres. Par la suite, en plus de générer une augmentation des sources protéiques et microbiennes de la MOD, la décrue de la plaine en phase finale a permis de différencier de manière plus marquée la composition de la MOD entre les champs agricoles, les prairies et les forêts naturelles.

5.2 Conclusion générale

La contribution de ce projet de maîtrise dans les travaux de recherche entamés par le Pôle a permis de dresser des tendances sur la concentration en COD, sur la composition de la MOD, sur la biodégradabilité du COD et sur la qualité de l'eau en fonction du gradient de naturalité de la plaine. La préservation des prairies et des forêts naturelles dans la plaine d'inondation est nécessaire afin de maintenir une MOD de meilleure qualité, de limiter la biodégradabilité du COD par les communautés bactériennes et de diminuer la charge sédimentaire et d'éléments nutritifs pour l'environnement aquatique. De plus, le dynamisme hydrologique d'une crue printanière au LSP justifie le suivi des différents types d'utilisation des terres lors des deux principales phases de

l'inondation (initiale et finale), mais aussi des tributaires et des ruisseaux agricoles responsables de l'augmentation accélérée du niveau d'eau en début de crue.

Dans le chapitre 4, il a été question du rôle tampon des vieilles prairies, des prairies naturelles et des forêts naturelles dans la limitation de la charge sédimentaire et en éléments nutritifs pour la plaine d'inondation du LSP. L'amélioration de la qualité de l'eau que procure ces types d'utilisation des terres est un des bénéfices écosystémiques pour la plaine et semble un point de départ dans l'élaboration d'un nouveau plan de gestion du territoire entourant le LSP. Il est évident que la réhabilitation écologique de la plaine d'inondation doit passer par l'ajout d'une plus grande superficie de milieux naturels dans la zone de récurrence 0-2 ans et à l'échelle du bassin versant. Cependant, cela implique la diminution du couvert agricole dans une région où l'agriculture fait partie intégrante du paysage riverain depuis de nombreuses années (TCRLSP, 2019). À l'échelle mondiale, des plans de gestion du territoire en plaines inondables ont déjà été développés afin d'améliorer la qualité de l'eau et de rétablir les conditions hydrologiques d'origine. En effet, les principales mesures mises en place par les comités responsables du rétablissement de la plaine d'inondation du Rhin et de la région aval du Mississippi comprenaient la conversion des cultures annuelles en prairies ou en milieux humides, le reboisement du littoral et l'élaboration de pratiques agricoles améliorées (International Commission for the Protection of the Rhine, 2001; The Nature Conservancy, 2002). Malgré ces connaissances en aménagement du territoire, le plus grand défi à ce jour est de développer des stratégies de restauration du littoral ayant des incidences positives pour les milieux naturels de la plaine d'inondation sans impacter les rendements des agriculteurs autour du LSP (Bourgeois et al., 2019).

Pour intégrer les résultats apportés par ce projet de recherche dans une perspective d'aménagement du littoral du LSP, le maintien des parcelles de prairies dans la zone littorale est primordial non seulement pour limiter les impacts des pratiques agricoles sur la qualité de l'eau, mais aussi sur la composition de la MOD présente dans l'environnement aquatique. De plus, le temps depuis le passage entre le champ cultivé et la nouvelle prairie (Np) semblait révélateur de la capacité de restauration des sols. En effet, trois ans après l'établissement de Np dans la plaine d'inondation, la composition moléculaire de la MOD exportée des sols vers la colonne d'eau ressemblait davantage aux vieilles prairies (Vp) et aux prairies naturelles (Pn) qu'aux sites agricoles. Ce constat justifie la mise en place de nouvelle prairie dans la zone littorale et leur

maintien à long terme comme technique d'aménagement du territoire ayant des retombées positives pour la plaine d'inondation et pour les écosystèmes riverains du LSP.

La rotation de certaines cultures annuelles de la zone littorale avec des cultures pérennes peut être une option envisageable dans la plaine d'inondation du LSP. Cette option devrait être privilégiée lors des années de fortes inondations comme en 2017 et 2019. En effet, le niveau d'eau en juin dans certaines régions du littoral ne permet pas d'avoir des rendements intéressants pour l'agriculteur si le sol est cultivé en maïs ou en soya. La rotation pourrait entraîner des répercussions positives à la fois sur la qualité du sol de l'agriculteur, sur la composition de la MOD relarguée vers la plaine d'inondation et sur les écosystèmes riverains du LSP. En résumé, le passage de la culture annuelle conventionnelle vers une nouvelle prairie et la protection des milieux naturels de la zone littorale devraient être priorités dans les programmes d'aménagement du territoire de la plaine d'inondation du LSP. De plus, maintenir les prairies de plus de cinq ans (Vp et Pn) représente un élément clé pour la restauration du littoral. Ces recommandations seront susceptibles d'offrir des incidences positives et durables sur la qualité de l'eau de la plaine et sur ces nombreux écosystèmes.

5.3 Perspectives pour le suivi de la plaine d'inondation

Le LSP est un écosystème d'envergure n'étant pas uniquement défini par sa plaine d'inondation, mais aussi par les centaines de milieux humides et forestiers situés dans la zone littorale. Étant donnée la forte variation interannuelle des crues printanières, des efforts devraient être déployés afin de caractériser un plus large éventail d'écosystèmes riverains du LSP. Par ailleurs, de nombreux ruisseaux et rivières drainants une superficie plus ou moins grande de milieux agricoles dans leurs bassins versants se jettent dans le LSP. Cette variation au niveau des apports agricoles entre les quatre principaux secteurs de la plaine d'inondation a soulevé plusieurs questions au cours de ce projet de recherche qui mériteraient une attention particulière dans le futur. Il est possible que les milieux naturels de la zone littorale aient un effet tampon pour le LSP en limitant le transport de nutriments et de matière en suspension provenant de ces cours d'eau agricoles. Ce rôle essentiel des milieux humides et des marécages arborés pourrait être grandement limité dans les secteurs de Saint-Barthélemy et de Baie-du-Febvre où leurs bassins versants sont dominés par les parcelles agricoles. Comprendre les rôles du carbone dans le fonctionnement des

écosystèmes riverains du LSP nécessite donc une approche intégrant la zone transitoire entre le LSP et la plaine, l'utilisation des terres de la plaine d'inondation et les intrants du bassin versant.

Un élément clé en écologie est le suivi des écosystèmes sur le long terme. La plaine d'inondation n'en fait pas exception surtout quand la priorité est l'élaboration d'un aménagement du territoire ayant des incidences positives et durables pour le LSP. Développer des programmes de suivi à long terme de la qualité de l'eau et de la dynamique de la MOD permettrait d'obtenir une vision plus exhaustive de l'efficacité des tentatives de restauration des milieux naturels au LSP et dans la plaine d'inondation. Par exemple, les résultats montrent que les effets des efforts de restauration comme l'implémentation de nouvelles prairies mettent du temps à se manifester au niveau des paramètres de la qualité de l'eau et de la composition de la MOD. Bien que nos résultats montrent un point de cassure entre les prairies de moins de cinq ans et celles de plus de cinq ans, il semble que ce temps de réponse soit potentiellement plus court (trois ans). Comprendre la temporalité de la réponse écosystémique de la zone littorale requiert donc un suivi serré dans le temps et pluriannuel de certains paramètres clés. Afin d'évaluer la dynamique de la MOD à l'échelle de la plaine d'inondation, de comprendre son effet à la base des réseaux trophiques aquatiques et éventuellement sur le cycle du carbone, le suivi des paramètres optiques (fluorescence, absorbance et modélisation PARAFAC) et de la concentration en COD sont des outils faciles à mesurer, ne nécessitant aucune manipulation complexe sur le terrain et occasionnant très peu de frais pour l'établissement de recherche.

5.4 Références

- Bourgeois, B., Seguin, P., Proulx, R., Poulin, M., Vaillancourt, M., et Vanasse, A. (2019). Pratiques agroécologiques durables, apport de services écosystémiques et perspectives pour la réhabilitation des plaines inondables cultivées. *Revue de la littérature*. Repéré à http://belsp.uqtr.ca/id/eprint/1475/1/Bourgeois%20et%20al_2019_Rev.litt.complete_A.pdf
- International Commission for the Protection of the Rhine (2001). Rhine 2020, Program on the Sustainable Development of the Rhine, 27 p. Repéré à https://www.iksr.org/fileadmin/user_upload/DKDM/Dokumente/Fachberichte/EN/rp_En_0116.pdf
- TCRLSP. (2019). Cohabitation agriculture-faune en zone littorale au lac Saint-Pierre. Repéré à http://comitezplsp.org/wordpress/wp-content/uploads/TCR/TCRLSP/PLAN_DE_GESTION_INTEGREE_REGIONAL/3.%20Cohabitation%20agriculture-faune%20-%20Fiche%20synthese%5B2020-02-25%5D.pdf
- The Nature Conservancy (2002). Conservation Planning in the Mississippi Alluvial Plain, 162 p. Repéré à <https://www.conservationgateway.org/ConservationPlanning/SettingPriorities/EcoregionalReports/Documents/BinderMSRAP.pdf>