

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

TRANSFERTS LATÉRAUX DU CARBONE À L'INTERFACE SOL-EAU
DANS LA PLAINE INONDABLE DU LAC SAINT-PIERRE

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

PAR
JESSIKA MALKO

AVRIL 2026

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.

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

Direction de recherche :

François Guillemette, Ph.D.

Directeur de recherche
Université du Québec à Trois-Rivières

Vincent Maire, Ph.D.

Codirecteur de recherche
Université du Québec à Trois-Rivières

Jury d'évaluation

François Guillemette, Ph.D.

Professeur
Sciences environnementales
Université du Québec à Trois-Rivières

Léo Chassiot, Ph.D.

Professeur
Sciences environnementales
Université du Québec à Trois-Rivières

Jacynthe Dessureault-Rompré, Ph.D.

Professeure
Sciences de l'agriculture et de l'alimentation
Université Laval

Déclaration relative à l'usage de l'IA

L'auteur choisit de déclarer les instances d'utilisation de l'intelligence artificielle générative, afin de rendre transparente la part que cet outil occupe dans son travail. Spécifiquement, l'auteur a eu recours à ChatGPT (OpenAI, v. 4o-mini) principalement pour obtenir de l'assistance dans l'élaboration de code sous RStudio, notamment pour la mise au point d'une fonction automatisée, utilisée pour la modélisation, ainsi que pour la production de graphiques à palettes de couleurs élaborées, intégrant simultanément plusieurs variables. L'IA a également été utilisée comme outil de soutien linguistique, en particulier pour l'article présenté au chapitre trois. Il est à noter que le reste de cet ouvrage—synthèse de la littérature, collecte et préparation de données, analyse et interprétation des résultats, formulation des idées et conclusions, rédaction, entre autres—a été réalisé sans recours à l'intelligence artificielle et constitue le fruit original de l'auteur.

I would like to express my deepest gratitude to the woman who taught me that, with grit and determination, no aspiration is beyond reach. You encouraged me to pursue my education — perhaps longer than you ever would have imagined. May this achievement stand as a testament to all that you sacrificed so that I could stand here today. For your endless support, I am humbly indebted and lovingly dedicate this thesis to you.

Thank you, Mom!

Remerciements

J'aimerais d'abord remercier mes directeurs de m'avoir confié un projet en parfaite adéquation avec ma passion pour la rhizosphère. Spécifiquement, merci à François Guillemette, mon directeur, pour la confiance que tu as placée en moi le jour où je suis venue te solliciter pour une opportunité de travail. Tu as su encadrer mes balbutiements en microbiologie. Alors que je prenais progressivement mes marques dans l'équipe, tu m'as fourni un cadre souple qui m'a permis d'explorer, d'apprendre et de m'épanouir pleinement en tant que chercheure. Grâce à ton mode d'accompagnement, tu as construit une ambiance de laboratoire dont la diversité d'opinions se partage et se cultive en toute sécurité. N'importe quel étudiant serait chanceux d'avoir l'occasion de s'accomplir professionnellement sous ta tutelle. À Vincent Maire, mon co-directeur, merci pour ton écoute attentive et pour ta patience face à mon enthousiasme parfois incontenable. Ta sympathie et ta compréhension humaine sont des atouts indispensables que j'ai profondément appréciés. À vous deux, vous avez su recentrer mon énergie lorsque je me laissais entraîner dans le trou du pays des merveilles. Je vous suis reconnaissante et espère que le produit final saura dépasser vos attentes.

Merci également aux membres de mon comité d'évaluation, Stéphane Campeau et Daniel Houle, ainsi qu'aux membres de mon jury, Léo Chassiot et Jacynthe Dessureault-Rompré, pour le temps que vous avez généreusement consacré tout au long de ce projet. La qualité de vos commentaires a grandement contribué à l'amélioration de mon mémoire. Merci à mes collègues Jade Dormoy-Boulanger, Virginie Favreau, Elizabeth Grater, et Emily Pesci—pour les discussions qui ont animé nos vies de labo et dont les échanges critiques et amicaux nous ont permis de progresser et de grandir dans nos projets respectifs.

J'aimerais remercier toutes les personnes qui ont prêté main-forte sur le terrain : Mathieu Michaud et ses bras forts, dont l'obstination a triomphé malgré la canicule—sans lui, le déploiement des lysimètres aurait été beaucoup plus long ; Alyson Rochefort, pour sa présence à la deuxième sortie...après avoir réglé son cadran ; François et Vincent, pour avoir grandement agrémenté les sorties—rapides et gracieuses comme deux échassiers dans l'herbe haute, capables de me suivre malgré mon rythme effréné ; Emmanuel Paquette, pour sa bonne humeur intarissable,

même sous la pluie battante et l’hypothermie naissante ; Guylaine Guillemette, pour les heures passées à râper nos mains contre le tamis en lavant les racines—adoucies, heureusement, par de belles conversations et une tisane ; et mon conjoint, François Larouche, de m’avoir accompagné sur le terrain pour l’installation des collecteurs et le prélèvement d’échantillons, et de son aide indispensable à retrouver mon cellulaire, perdu quelque part dans l’herbe haute le long d’un transect d’un kilomètre, et pour sa patience soutenue ces deux dernières années—sans oublier sa cellule, qui a héroïquement survécu à mes élucubrations sur le carbone.

Finalement, je souhaite également adresser des remerciements tout particuliers aux propriétaires terriens qui ont généreusement accepté d’héberger mes collecteurs sur leurs terres : merci à Serge Dupuis et Yvon Champagne de S.A.R.C.E.L., ainsi qu’à Michel et à toute la famille Beaulac pour leur accueil et leur générosité!

Merci à tous!

Avant-propos

Au baccalauréat, alors que je m'adonnais à de la « procrastination productive », je suis tombée sur une vidéo portant sur le *Soil Foodweb*. J'ai été immédiatement fascinée par la rhizosphère : ce réseau d'échanges entre plantes, microbes, et matrice minérale, et leur rôle dans la santé des sols et la productivité primaire. Alors que je terminais un projet d'initiation à la recherche portant sur la biomasse microbienne, j'ai choisi d'approfondir mes connaissances en poursuivant à la maîtrise, guidée par mon intérêt pour les interactions biologiques et chimiques des sols. C'est par une belle journée ensoleillée, assis autour d'une table sur la terrasse de la Chasse, que mes directeurs, François Guillemette (Directeur) et Vincent Maire (Co-directeur), m'ont présenté l'ébauche d'idées qui allait devenir mon projet. Au fil de mes lectures et de mon appropriation du sujet, un schéma conceptuel s'est progressivement développé autour des mécanismes de transformation de la matière organique dans les sols et de son transfert ultime vers les milieux aquatiques.

L'ensemble des analyses a été réalisé dans le laboratoire d'analyse en écologie aquatique et en sédimentologie (LAEAS) du centre de recherche sur les interactions bassins versants et écosystèmes aquatiques (RIVE), ainsi que dans le laboratoire de microbiologie aquatique (MicrEau lab) de François Guillemette. Ce projet a été partiellement financé par le fond du Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre et par les fonds CRSNG-Découverte attribués à mes directeurs, auxquels je souhaite exprimer ma profonde gratitude.

Résumé

Le long du continuum terrestre-aquatique, le transfert de carbone représente un flux significatif dans le cycle global du carbone. L'ampleur et les mécanismes de ces transferts demeurent mal contraints, reposant davantage sur des estimations modélisées que sur des mesures terrain. Ce manque de données empiriques limite notre capacité à quantifier ce flux et à prédire son évolution dans un contexte de changements globaux et de pressions anthropiques croissantes. Ce mémoire propose une étude locale sur ce transfert, ancrée dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre, secteur Baie-du-Febvre. Les plaines inondables constituent des milieux privilégiés pour étudier ces transferts, en raison de leur connectivité sol-eau, de leur dynamique hydrologique et de leur forte sensibilité aux usages des terres. Les travaux présentés visent à caractériser le carbone dissous, les matières organiques et le métabolisme microbien pendant deux moments hydrologiques clés—la crue printanière et au cours de la saison de croissance estivale—pour répondre à ce manque de données empiriques sur les transferts terrestres-aquatiques à l'échelle locale.

Le premier chapitre introduit la problématique et établit le cadre conceptuel du mémoire, en définissant le transfert latéral de carbone à l'interface sol-eau et en présentant le milieu d'étude. Il énonce les objectifs des deux volets complémentaires, *in situ* et *in vitro*, qui structurent cet ouvrage et introduit les approches pour y parvenir.

Le deuxième chapitre établit les bases conceptuelles nécessaires à la compréhension des transferts de carbone à l'interface sol-eau. Il présente les principaux facteurs de contrôle de ces échanges—les propriétés physicochimiques du sol, la dynamique de l'eau et le métabolisme microbien—et illustre comment leur interaction détermine la mobilité et le devenir du carbone organique dissous dans la matrice du sol. Une mise en contexte de la plaine inondable comme milieu d'étude permet de décrire trois phases hydrologiques qui structurent le transfert latéral du carbone au fil de la saison : l'inondation, la saturation et l'étiage.

Le troisième chapitre présente les résultats du volet terrain du projet, soit la caractérisation des transferts de carbone en condition d'étiage estival. À l'aide de lysimètres à tension nulle, le carbone organique dissous (COD), le carbone inorganique dissous (DIC) et les matières organiques dissoutes (MOD) ont été mesurés dans l'eau des pores du sols le long de transects établis dans trois

usages des terres : l'agriculture, les prairies et les forêts. Les résultats montrent que la profondeur exerce un contrôle sur les concentrations en carbone dissous, tandis que l'usage des terres émerge comme le principal déterminant de la composition de la MOD. Le long de l'axe horizontal, la composition de la MOD demeure relativement stable, et la modélisation des fractions de carbone indique que le transfert latéral vers les cours d'eau est dominé par l'horizon de subsurface peu profond.

Le quatrième chapitre présente les résultats d'une expérience en laboratoire visant à simuler une inondation sur des carottes de sols de quatre usages différents ainsi que deux témoins. Cette approche contrôlée a permis d'isoler les processus biogéochimiques à l'interface sol-eau en dissociant les transferts de carbone des variations hydrologiques naturelles. Les résultats montrent que la durée de l'inondation constitue un déterminant clé de la mobilisation du carbone organique dissous, bien que cette mobilisation demeure conservative pour la majorité des usages. Les vieilles prairies se sont démarquées par une réponse amplifiée après un basculement vers des conditions anoxiques, suggérant une sensibilité accrue aux crues prolongées et un rôle fonctionnel potentiellement disproportionné dans l'alimentation du réseau trophique aquatique.

Finalement, le chapitre 5 fait un retour sur les objectifs et propose une synthèse intégrative des résultats des deux volets du mémoire. Il consolide les observations issues des conditions de crue printanière et d'étiage estivale afin de dégager une vision cohérente du transfert latéral de carbone à l'interface sol-eau d'une plaine d'inondation. Les résultats y sont discutés dans le contexte plus large du cycle global. Le chapitre se conclut par des perspectives et recommandations et offre une conclusion générale sur la contribution de ce mémoire à la compréhension des transferts terrestres-aquatiques.

Mots-clefs : continuum terrestre-aquatique, transfert latéral, carbone, matières organiques dissoutes, plaine inondable, usage des sols, métabolisme microbien.

Table des matières

Remerciements	vi
Avant-propos	viii
Résumé.....	ix
Liste des Tableaux	xiii
Liste des figures.....	xiv
Abréviations et acronymes	xvi
Chapitre 1	1
Cadre général du projet	1
1.1 Introduction	1
1.2 Objectifs	2
Références.....	5
Chapitre 2	7
Revue de la littérature	7
2.1 Le transfert latéral du carbone.....	7
2.2 Le carbone organique.....	10
2.3 Les facteurs de transfert	12
2.3.1 Le sol.....	12
2.3.2 L'eau	17
2.3.3 Les microorganismes	18
2.4 L'utilisation du sol	21
2.5 La plaine inondable	23
Références.....	26
Chapitre 3	33
Characterizing carbon lateral transfer at the soil-water interface in Lake Saint-Pierre Floodplain (Quebec, Canada)	33
Author contributions.....	33
Abstract.....	34
3.1 Introduction	35
3.2 Materials and Methods	38
3.2.1. Study site	38
3.2.2. Transect design specifics	40
3.2.3. Lysimeter and collector deployment.....	40
3.2.4. Sampling.....	41
3.2.5. Data analysis.....	44
3.3 Results	46
3.3.1. Transect-based spatial patterns in biogeochemistry.....	46
3.3.2. Modeling drivers of soil C transfer	51
3.3.3. Preferential hydrological pathways.....	52
3.4 Discussion.....	55
3.4.1. Synthesis of key findings	55
3.4.2. Patterns along the floodplain transect.....	55
3.4.3. Land-use effects on pore water carbon.....	57
3.4.4. Soil-stream hydrological connectivity	59

3.4.5. Limitations	60
3.4.6. Concluding remarks	60
References.....	63
Supplementary material.....	71
Chapitre 4	75
La contribution des sols au flux de carbone vers la colonne d'eau en période d'inondation dans le littoral du lac Saint-Pierre	75
Préface	76
Résumé.....	77
4.1 Introduction	78
4.2 Matériel et Méthodes	80
4.2.1. Échantillonnage	80
4.2.2. Analyses.....	82
4.3 Résultats.....	83
4.3.1. COD.....	83
4.3.2. MOD	84
4.3.3. Métabolisme microbien	87
4.4 Discussion.....	90
4.4.1. Synthèse des principaux résultats	90
4.4.2. Évolution des transferts au cours de l'inondation.....	90
4.4.3. Différenciation des transferts entre les usages	91
4.4.4. Limitations	92
4.4.5. Conclusion	93
Références.....	94
Chapitre 5	96
5.1. Retour sur les objectifs.....	96
5.2. Synthèse intégrative des deux volets	98
5.3. Contextualisation	101
5.4. Perspectives et recommandations	102
5.5. Conclusion	102
Références.....	104
Appendices	105

Liste des Tableaux

Tableaux	Page
3.1 Predictor contributions in generalized linear mixed models of soil-water biogeochemical variables.	51
3.2 Inferred stream carbon sources from riparian soil profiles.	54
4.1 Résultats des ANOVA de l'expérience d'engrais des sols.	85

Liste des figures

Figures	Page
i Illustration schématisant l'organisation spatiale des usages dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre, secteur Baie-du-Febvre (Malko, J., 2026)	xvii
2.1 Schéma « traditionnel » des flux de carbone à l'échelle mondiale en fonction de la séparation conceptuelle en deux cycles : terrestre et océanique (Friedlingstein et al., 2023)	8
2.2 Infographie qui présente l'évaluation des flux de carbone naturels et anthropiques à l'interface sol-eau (land-ocean aquatic continuum) réalisé par une collaboration entre le Global Carbon Project et C-CASCADES.....	9
2.3 Schéma conceptuel de la décomposition du LOAC en deux boucles à courte portées : du système terrestre vers les eaux intérieures, et des zones estuariennes vers l'océan (Regnier et al., 2022).....	10
2.4 Modèle d'interactions organo-minéraux selon 3 zones de proximité à différents minéraux qui dicterait la dynamique d'adsorption et de désorption des molécules organiques dans le sol (Klebbert et al., 2007).....	14
2.5 Modèle illustrant le destin des molécules organiques dans le sol le long d'un gradient de décomposition (Lehman et Kleber, 2015).	16
2.6 Schéma des trois degrés de saturation en eau des sols (Bailey, 2026).	18
2.7 Schéma conceptuel du sort du carbone organique en provenance de la biomasse aérienne et de la biomasse racinaire des plantes (Gross et Harrison 2019).....	20
2.8 Émissions GES selon les catégories d'utilisation du sol en Roumanie depuis 1990 à 2019 (Iordache et al., 2022).	21
2.9 Schéma conceptuel des 3 phases du transfert de carbone organique dissous selon le niveau de l'eau dans la plaine d'inondation.	24
3.1 Overview of the study site and sampling design.	39
3.2 Dissolved carbon concentrations along the soil-water interface.	46
3.3 Patterns of DOM humification and aromaticity along the soil-water interface.....	47
3.4 Relative contribution of PARAFAC-derived DOM components along the soil-water interface.	49

3.5	Bacterial metabolism indicators across the soil-water interface.....	50
3.6	Hydrological connectivity inferred from Euclidean distances of carbon pool variables along the soil-water interface.	53
4.1	Carte de localisation des sites d'échantillonnage pour l'expérience d'ennoiement de sols.	81
4.2	Concentration en carbone organique dissous (COD) des différents traitements tout au long de l'incubation.	84
4.3	Influence de l'usage des terres sur la valeur des indices spectraux de la MOD.	86
4.4	Influence de l'usage des terres sur la proportion (%) des composantes PARAFAC....	87
4.5	Métabolisme bactérien au cours de l'ennoiement des sols selon leur usages.	88
5.1	Schéma conceptuel des facteurs interdépendants qui contrôlent les transferts latéraux de carbone à l'interface sol-eau de la plaine inondable du lac Saint-Pierre. ..	99

Abréviations et acronymes

BDF	Baie-du-Febvre
BGE	Efficacité de la croissance bactérienne (Bacterial growth efficiency)
BP	Productivité bactérienne (Bacterial production)
BR	Respiration bactérienne (Bacterial respiration)
COD	Carbone organique dissous
COS	Carbone organique du sol
DIC	Dissolved inorganic carbon
DOC	Dissolved organic carbon
DOM	Dissolved organic matter
LOAC	Land-ocean aquatic continuum
LSP	Lac Saint-Pierre (Lake Saint-Pierre)
MO	Matières organiques
MOD	Matières organiques dissoutes
MOS	Matières organiques du sol
Pôle	Pôle expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre
RCC	River continuum concept

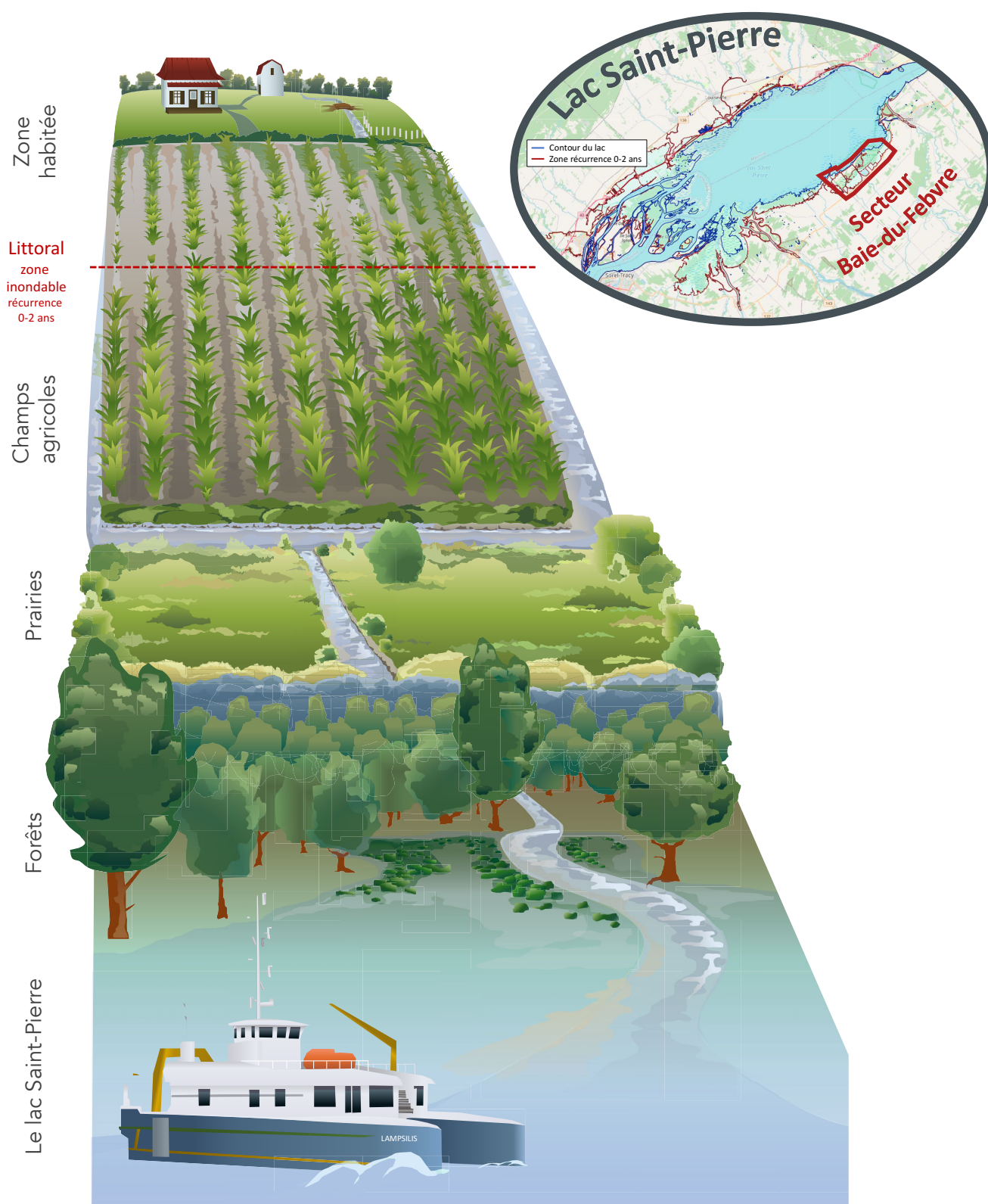


Figure i. Illustration schématisant l'organisation spatiale des usages dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre, secteur Baie-du-Febvre. Du versant vers le lac, on observe une transition entre les terres agricoles conventionnelles en zone haute, les prairies humides en position intermédiaire, et les érablières argentées à frêne noir en zone basse. Au premier plan, le navire de recherche de l'UQTR, le Lampsilis. Une illustration originale de Jessika Malko © 2026.

Chapitre 1

Cadre général du projet

1.1 Introduction

Les sols séquestrent des quantités importantes de carbone à l'échelle centenaire voir millénaire (He et al., 2016) en accumulant de la matière organique (plantes et microorganismes). Cependant, ces stocks demeurent fragiles et sensibles aux perturbations anthropiques, comme l'agriculture et la déforestation. Ces usages accélèrent la minéralisation des matières organiques et altèrent la structure du sol en libérant le carbone par érosion, la translocation de matières solides et dissoutes par l'eau, et par infiltration, la percolation de l'eau à travers le profil de sol. Ces phénomènes sont particulièrement préoccupants pour les sols situés en zones inondables où un transfert de carbone organique depuis le sol vers la colonne d'eau et les ruisseaux avoisinants peut être amplifié par l'intensité et la durée d'une inondation. Le carbone ainsi transféré, du sol vers les plans d'eau, peut ensuite être respiré une fois en circulation dans le milieu aquatique et émis vers l'atmosphère contribuant à l'accumulation des gaz à effet de serre et à une rétroaction climatique (Williams et al., 2010; Regnier et al., 2013). Ce transfert latéral de carbone à l'interface sol-eau demeure un grand inconnu autant en sciences aquatiques que terrestres (Chapin et al., 2009; Regnier et al., 2013; Marín-Spiotta et al., 2014; Butman et al., 2016; Drake et al., 2018). Le manque de connaissance sur ce flux, surtout en zone riparienne (Regnier et al., 2013, Eros et al., 2019), limite notre capacité à prédire l'influence des changements globaux sur les stocks de carbone dans le sol à l'échelle régionale (Tank et al., 2018; Zhang et al., 2022) et le potentiel de rétroaction positive sur le climat.

Mon projet s'insère dans un milieu particulier et unique au sein du fleuve Saint-Laurent, la plaine inondable du lac Saint-Pierre (LSP). Ce milieu a bénéficié d'un projet d'étude quinquennal regroupant plus de 100 chercheurs, incluant étudiants et professionnels, soit le *Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre* (nommé ci-après Pôle). Commandé par le gouvernement du Québec en 2018, le Pôle avait pour but de proposer une stratégie d'interventions afin d'assurer une gestion durable des activités agricoles dans la plaine inondable. Les résultats finaux du projet diffusés à l'été 2024 (Campeau et al., 2024a) mentionnent

l'importance de recadrer l'utilisation des terres en fonction de l'altitude (6.55 m relativement à la bouée de Sorel positionnée sur le fleuve St-Laurent), afin de réhabiliter ce milieu exceptionnel à la biodiversité reconnu mondialement par l'UNESCO. L'altitude de 6.55 m représente pour la plaine inondable du LSP le point actualisé où il y a une fréquence des inondations aux 0-2 ans. Il a été déterminé que, pour cette plaine inondable, les cultures annuelles sont à délaisser au profit de cultures pérennes en zone basse (< 6.55 m), et les cultures conventionnelles sont à adapter (choix des cultures, culture de couverture, bande riveraine, etc.) en zone haute (> 6.55 m). La superficie de 22 094 ha (Campeau et al., 2024b) de la plaine inondable du LSP représente une immense interface sol-eau dont les usages intensifs actuels peuvent grandement influencer le flux latéral du carbone au-delà de ce qui serait transféré par des usages naturels. Le terme « flux latéral » a jusqu'alors été utilisé indistinctement dans la littérature et désignerait, de façon générale, le mouvement du carbone d'un compartiment à un autre (ex. terrestre-aquatique). Dans le contexte de ce projet, le flux latéral désignera spécifiquement la somme des trois voies de transfert du carbone à l'interface sol-eau, soit : le flux de trempage du sol vers la colonne d'eau au moment de l'inondation, ainsi que les flux verticaux et horizontaux dans le profil du sol, engendrés par le mouvement de l'eau des pores.

1.2 Objectifs

Quantifier le flux de carbone à l'échelle locale est essentiel (Tank et al., 2018; Zhang et al., 2022; Ciais et al., 2021) pour combler nos lacunes concernant les transferts latéraux entre le milieu terrestre et aquatique. Le carbone exporté à cette interface pourrait être jusqu'à trois fois plus important que ce qui avait été estimé auparavant (Tank et al., 2018). Les plaines inondables constituent un milieu privilégié pour approfondir ces connaissances, puisqu'elles sont d'important systèmes dynamiques qui contribuent fortement à l'enrichissement des cours d'eau (Junk et al., 1989). Ainsi, ce projet vise à caractériser le transfert latéral des fractions de carbone dissous à l'interface sol-eau de la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre à travers deux volets complémentaires. Le premier volet consiste en un échantillonnage sur le terrain afin de capter les flux latéraux dans l'eau des pores du sol du littoral au fil de la saison de croissance (Chapitre 3). Spécifiquement, ce volet mesurera les variables (DOC, DIC, MOD) le long du profil vertical, de l'eau de pluie vers les horizons de surface (5-20 cm) puis de subsurface (45-60 cm), et le long d'un transect horizontal, du centre de la parcelle vers un cours d'eau adjacent. Le second volet repose

sur une expérience en laboratoire visant à simuler les flux de trempage, soit le transfert de COD et de MOD du sol de surface vers la colonne d'eau, associés aux périodes d'inondation dans des conditions contrôlées (Chapitre 4). Combinés, ces deux volets permettront de caractériser les transferts des différentes fractions de carbone durant le printemps et l'été, une période de l'année où les flux sont supposés être les plus importants.

Le premier objectif est de **quantifier et de qualifier le carbone transféré latéralement à l'interface sol-eau en plaine inondable**. Pour les deux volets du projet, les eaux collectées seront analysées pour déterminer la teneur en carbone organique dissous (COD) et la composition chimique des matières organiques dissoutes (MOD) par spectroscopie de fluorescence. La concentration en COD fournira un indicateur de la quantité de carbone transféré latéralement, tandis que l'analyse qualitative des MOD permettra d'inférer leur origine ainsi que leur degré d'altération ou de dégradation. Il est attendu que la libération de carbone soit plus importante pendant la phase d'inondation printanière que pendant la saison de croissance estival; l'eau d'inondation ayant la capacité d'extraire le COD des sols de surface jusqu'à atteindre un point de saturation de la colonne d'eau. Il est également attendu que la composition chimique des MOD diffère entre ces deux phases, reflétant une origine et un degré d'altération différents selon la période d'inondation ou d'exondation.

Le deuxième objectif vise à **comprendre l'influence de l'utilisation des terres sur le flux latéral du carbone et sur le métabolisme bactérien**. Trois usages courants dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre sont ciblés : les parcelles agricoles, les prairies pérennes et les forêts naturelles non aménagées. Pour cet objectif, les résultats obtenus pour les concentrations en COD et la composition des MOD seront comparés entre ces différents usages, en parallèle de deux indicateurs du métabolisme bactérien. Plus spécifiquement, les taux de respiration et de productivité bactériennes seront mesurés afin d'évaluer l'efficacité avec laquelle le carbone est utilisé pour la croissance et le maintien métabolique. Il est attendu que les milieux naturels exportent davantage de carbone que les parcelles agricoles. Les classes chimiques dominantes des MOD devraient varier selon l'usage des terres, les sols forestiers étant enrichis en composés humiques complexes, tandis que les parcelles agricoles pourraient contenir une proportion plus élevée de petites molécules labiles. En ce sens, l'activité bactérienne serait positivement corrélée

au gradient de naturalité, lesquels fourniraient une plus grande abondance de substrats organiques de qualité pour soutenir le métabolisme microbien.

Ce projet permettra d’approfondir nos connaissances sur les flux de carbone à l’interface sol-eau, un projet encore très peu exploré dans la littérature (Tank et al., 2018; Webb et al., 2018; Caillon & *Schelker*, 2020). Il s’agira d’un des premiers travaux à considérer le transfert latéral en intégrant les processus microbiens dans les plaines inondable et devrait permettre de mieux comprendre le rôle des activités humaines sur le fonctionnement et l’intégrité des écosystèmes aquatiques temporaires d’eau douce, notamment en ce qui concerne la séquestration du carbone. Les données issues de cette caractérisation des flux par l’eau des pores du sol pourraient contribuer à améliorer différents modèles portant sur le cycle global du carbone, tel que ORCHIDEE-C_{lat} (Zhang et al., 2022), ORCHILEAK (Gommet et al., 2022) et JULES-DOCM (Nakhavali et al., 2020). Enfin, la méthode d’échantillonnage développée dans le cadre de ce projet pourrait contribuer à combler le manque d’une approche globale systématique standardisée pour l’observation du transfert terrestre-aquatique de carbone à l’échelle locale, comme soulevé par Gao et al. (2022).

Références

- Arora, B., Spycher, N. F., Steefel, C. I., Molins, S., Bill, M., Conrad, M. E., Dong, W., Faybishenko, B., Tokunaga, T. K., Wan, J., Williamns, K. H., & Yabusaki, S. B. (2016). Influence of hydrological, biogeochemical and temperature transients on subsurface carbon fluxes in a flood plain environment. *Biogeochemistry*, 127, 367-396. doi:10.1007/s10533-016-0186-8
- Butman, D., Stackpoole, S., Stets, E., McDonald, C. P., Clow, D. W., & Striegl, R. G. (2016). Aquatic carbon cycling in the conterminous United States and implications for terrestrial carbon accounting. *PNAS*, 113(1), 58-63. doi:10.1073/pnas.1512651112
- Caillon, F. et Schelker, J. (2020). Dynamic transfer of soil bacteria and dissolved organic carbon into small streams during hydrological events. *Aquatic sciences*, 82:41. <https://doi.org/10.1007/s00027-020-0714-4>
- Campeau, S., Ruiz, J., Bourgeois, B., Damar, H., Halde, C., Proulx, R., Rodriguez, M. A., Maire, V., Mazzeli, R., Vaillancourt, M., Poulin, M., Vanasse, A., Seguin, P., Bertolo, A., Bordeleau, P-A., Bregard, G., Cabana, G., Tamini, L. D., Decelles, A-M., ... Watson, C. (2024a). Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre, rapport final 2019-2024. Université du Québec à Trois-Rivières, Université Laval, Université Mc Gill. <https://belsp.uqtr.ca/id/eprint/1602/>
- Campeau, S., Ruiz, J., Bourgeois, B., Damar, H., Halde, C., Proulx, R., Rodriguez, M. A., Maire, V., Mazzeli, R., Vaillancourt, M., Poulin, M., Vanasse, A., Seguin, P., Bertolo, A., Bordeleau, P-A., Bregard, G., Cabana, G., Tamini, L. D., Decelles, A-M., ... Watson, C. (2024b). Synthèse et recommandatins des recherches : Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre. Université du Québec à Trois-Rivières, Université Laval, Université Mc Gill <https://belsp.uqtr.ca/id/eprint/1601/>
- Chapin, F. S., McFarland, J., McGuire, A. D., Euskirchen, E. S., Ruess, R. W., & Kielland, K. (2009). The changing global carbon cycle: linking plant-soil carbon dynamics to global consequences. *Journal of Ecology*, 97, 840-850. doi:10.1111/j.1365-2745.2009.01529.x
- Ciais, P., Yao, Y., Gasser, T., Baccini, A., Wang, Y., Lauerwald, R., Peng, S., Bastos, A., Li, W., Raymond, P. A., Canadell, J. G., Peters, G. P., Andres, R. J., Chang, J., Yue, C., Dolman, A. J., Haverd, V., Hartmann, J., Laruelle, G., ... Zhu, D. (2021). Empirical estimates of regional carbon budgets imply reduced global soil heterotrophic respiration. *National Science Review*, 8(145). doi: 10.1093/nsr/nwaa145
- Drake, T. W., Raymond, P. A., & Spencer, R. G. M. (2018). Terrestrial carbon inputs to inland waters: A current synthesis of estimates and uncertainty. *Limnology and Oceanography*, 3, 132-142. doi:10.1002/lol2.10055
- Eros, T., Kuehne, L., Dolezsai, A., Sommerwerk, N., & Wolter, C. (2019). A systematic review of assessment and conservation management in large floodplain rivers – Actions postponed. *Ecological Indicators*, 98, 453-461. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.11.026>

- Gao, Y., Jia, J., Lu, Y., Sun, K., Wang, J., & Wang, S. (2022). Carbon transportation, transformation, and sedimentation processes at the land-river-estuary continuum. *Fundamental Research*. <https://doi.org/10.1016/j.fmre.2022.07.007>
- Gommet, C., Lauerwald, R., Ciais, P., Guenet, B., Zhang, H., & Regnier, P. (2022). Spatiotemporal patterns and drivers of terrestrial dissolved organic carbon (DOC) leaching into the European river network. *Earth System Dynamics*, 13, 393-418. <https://doi.org/10.5194/esd-13-393-2022>
- He, Y., Trumbore, S. E., Torn, M. S., Harden, J. W., Vaughn, L. J. S., Allison, S. D., & Randerson, J. T. (2016). Radiocarbon constrains imply reduced carbon uptake by soils during the 21st century. *Science*, 353(6306), 1419-1424. doi:10.1126/science.aad4273
- Junk, W., Bayley, P. B., & Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106, 110-127. <http://www.dfo-mpo.gc.ca/Library/111846.pdf>
- Marín-Spiotta, E., Gruley, K. E., Crawford, J., Atkinson, E. E., Miesel, J. R., Greene, S., Cardona-Correa, C., & 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, 279-297. doi:10.1007/s10533-013-9949-7
- Nakhavali, M., Lauerwald, R., Regnier, P., Guenet, B., Chadburn, S., Friedlingstein, P. (2020). Leaching of dissolved organic carbon from mineral soils plays a significant role in the terrestrial carbon balance. *Global Change Biology*, 27, 1083-1096. doi:10.1111/gcb.15460
- Regnier, P., Friedlingstein, P., Ciais, P., Mackenzie, F. T., Gruber, N., Janssens, I. A., Laruelle, G. G., Lauerwald, R., Luyssaert, S., Andersson, A. J., Arndt, S., Arnosti, C., Borges, A. V., Dale, A. W., Galleo-Sala, A., Godd  ris, Y., Goossens, N., Hartmann, J., Heinze, C., ... Thullner, M. (2013). Anthropogenic perturbation of the carbon fluxes from land to ocean. *Nature Geoscience*. doi: 10.1038/NGEO1830
- Tank, S. E., Fellman, J. B., Hood, E., & Kritzberg, E. S. (2018). Beyond respiration: Controls on lateral carbon fluxes across the terrestrial-aquatic interface. *Limnology and Oceanography Letters*, 3, 76-88. doi:10.1002/lol2.10065
- Webb, J. R., Santos, I. R., Maher, D. T., Macdonald, B., Robson, B., Isaac, P., & McHugh, I. (2018). Terrestrial versus aquatic carbon fluxes in a subtropical agricultural floodplain over and annual cycle. *Agricultural and forest meteorology*. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.06.015>
- Williams, C. J., Yamashita, Y., Wilson, H. F., Jaff  , R., & Xonopoulos, 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. doi: 10.4319/lo.2010.55.3.1159
- Zhang, H., Lauerwald, R., Regnier, P., Ciais, P., Oost, K. V., Naipal, V., Guenet, B., & Yuan, W.,9 (2022). Estimating the lateral transfer of organic carbon through the European river network using a land surface model. *Earth System Dynamics*, 13(3), 1119-1144. <https://doi.org/10.5194/esd-13-1119-2022>

Chapitre 2

Revue de la littérature

Ce présent chapitre est l'aboutissement d'un travail d'acquisition de connaissances et de planification effectué en amont de la réalisation de mon projet de maîtrise. Cette section présente un assemblage de notions qui, ensembles, permettent une vision plus holistique des mécanismes de transfert du carbone terrestre vers le milieu aquatique. Le résumé littéraire est subdivisé en cinq sous-sections. J'aborderai d'abord ce qu'est le flux latéral et le transfert du carbone. Ensuite, j'exposerai les formes du carbone dans le sol et, plus spécifiquement, le carbone organique dissous—soit la forme la plus réactive—suivi des trois principaux facteurs qui influencent son flux : les propriétés physicochimiques du sol, le transfert par l'eau, et la décomposition par l'activité microbienne. S'ensuivra un bref aperçu de l'effet anthropogénique sur le transfert qui découle de nos choix sur l'utilisation du sol, par l'usage naturel et par un usage intensif tel que l'agriculture. Finalement, j'aborderai les particularités d'une plaine d'inondation et je proposerai un schéma conceptuel pour exposer les trois phases du flux qui s'opèrent à cette interface : l'inondation, la saturation et l'étiage du sol.

2.1 Le transfert latéral du carbone

Le transfert latéral est le flux de matière d'un système à un autre, réservoirs puits et réservoirs source, et s'observe à une échelle subjective. Sur terre, les flux de carbone s'opèrent en un cycle lent, surtout sous forme inorganique, et un cycle rapide, essentiellement régis par les organismes biotiques. Les principaux processus responsables du flux rapide s'exercent entre le réservoir terrestre et l'atmosphère et entre l'océan et l'atmosphère (Fig. 2.1). Pour cette raison, le cycle du carbone est généralement séparé en deux modèles : le cycle du carbone terrestre et le cycle du carbone océanique (Prentice et al., 2021). Ces réservoirs ne sont pas indépendants; cette séparation conceptuelle nuit à notre compréhension du transfert latéral du carbone en son ensemble (Cole et al., 2007). Malgré les décennies passées à étudier le carbone, nos connaissances sur son cycle comportent toujours des trous dont l'existence d'un puits manquant associé à un flux résiduel terrestre.

The global carbon cycle

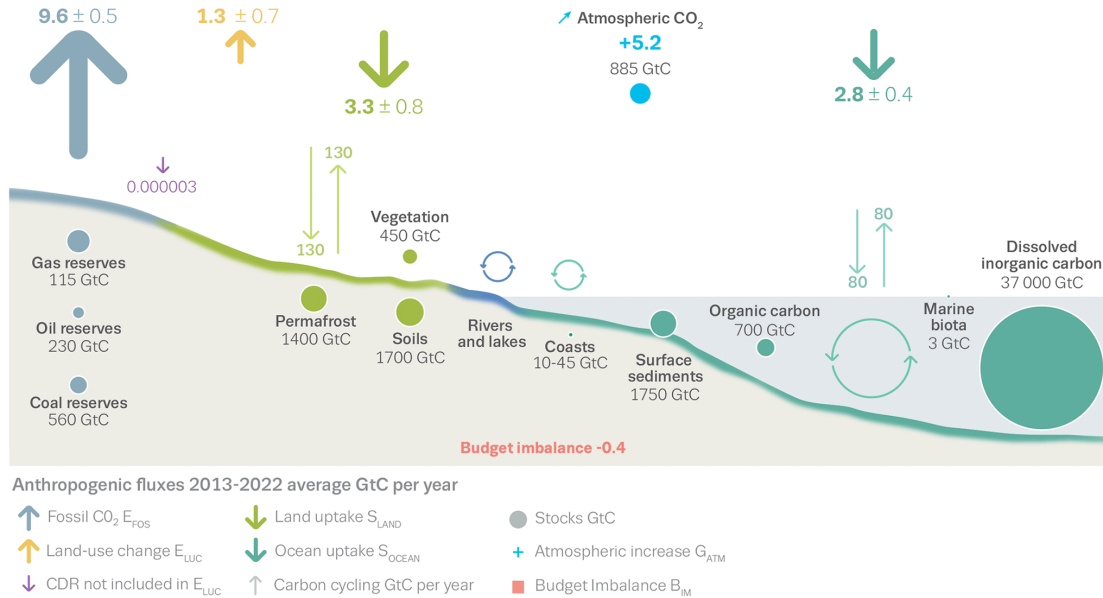


Figure 2.1. Schéma « traditionnel » des flux de carbone à l'échelle mondiale en fonction de la séparation conceptuelle en deux cycles : terrestre et océanique. Plus précisément, ce schéma représente les flux globaux moyen (Gt C yr⁻¹) causés par les activités anthropiques entre 2013-2022 selon une mise-à-jour parue dans le rapport 2023 du *Global Carbon Project* (Friedlingstein et al., 2023). La grosseur des flèches représente l'importance des flux entre les compartiments.

Le transfert de carbone terrestre de la rivière à l'océan est démontré depuis les années 1970 et 1980 par Degens et al. (1991) et Schlesinger et Melack (1981) entre autres (cités dans Cole et al., 2007). Le processus de transfert s'opère autant sur le carbone organique, sous forme dissoute et particulaire, que sur le carbone inorganique, CO₂ et HCO₃⁻ (Drake et al., 2018; Tank et al., 2018) principalement par le lessivage et l'érosion. Les travaux de Cole et al. (2007) ont évalué à 1.9 Pg C yr⁻¹ le carbone terrestre transféré le long du continuum sol-eau dont ~0.4 Pg C yr⁻¹ serait relargué dans l'atmosphère, ~0.5 Pg C yr⁻¹ serait séquestré dans les sédiments et ~0.1 Pg C yr⁻¹ atteindrait l'océan (Regnier et al., 2013). Une évaluation plus récente estime plutôt ce flux à 5.1 Pg C yr⁻¹ (Drake et al., 2018) dont l'estimé serait conservateur et qui risque d'être revu à la hausse devant l'incertitude des impacts anthropogéniques croissants et les boucles de rétroactions dues aux changements climatiques. Une collaboration entre C-CASCADES *project* et *Global Carbon Project* a estimé en 2020 le transfert à 2.9 Pg C yr⁻¹ le long du *Land-Ocean Aquatic continuum* (LOAC) sur un total de 4.55 Pg C yr⁻¹ fixé par l'écosystème terrestre (Fig. 2.2). Dans tous les cas,

les experts s'entendent qu'il faille d'avantage miser sur l'avancement de nos connaissances sur le transfert du carbone à l'échelle locale ou régionale (Drake et al., 2018; Nakhavali et al., 2018; Tank et al., 2018; Henry et al., 2024) pour augmenter notre compréhension des flux et la précision de nos modèles.

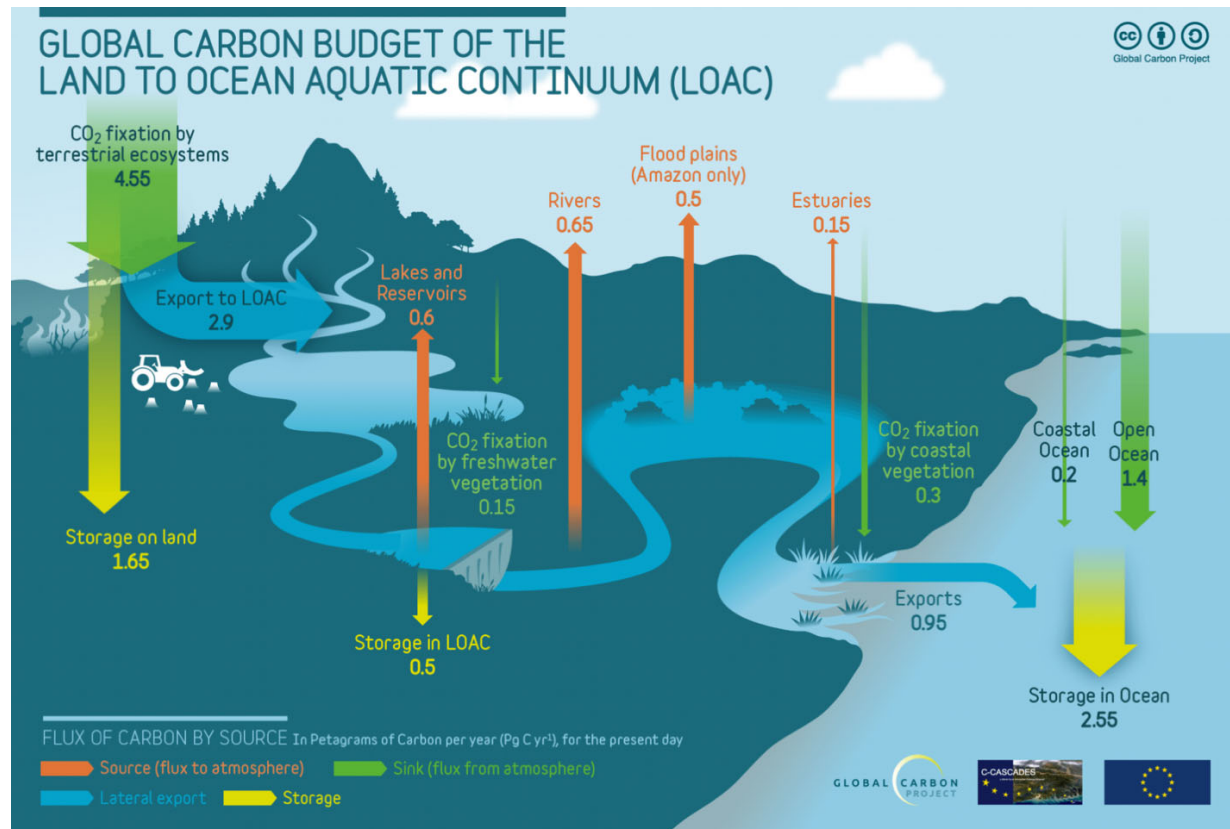


Figure 2.2. Une infographie qui présente l'évaluation des flux de carbone naturels et anthropiques à l'interface sol-eau (*land-ocean aquatic continuum*) réalisé par une collaboration entre le *Global Carbon Project* et C-CASCADES. Les flèches indiquent l'importance des flux terrestres : vers les eaux intérieures (lacs, rivières, plaines inondable), vers l'estuaire et finalement, dans l'océan à partir de données de sources variées (Hastie et al., 2013; Lauerwald et al., 2015; Laruelle et al., 2013; Raymond et al., 2013 et Regnier et al., 2013 cités dans *Global Carbon Atlas*, 2024).

Une grande proportion du carbone dérivé de matière organique dans les cours d'eau est d'origine terrestre. Le modèle du transfert de carbone à l'interface sol-eau (LOAC) est en réalité une extension du *River Continuum Concept* (RCC) auquel on y a ajouté une nouvelle origine : le sol. Plusieurs désignations existent en référence à ce transfert latéral. Cade-Menun et al. (2019) utilisent l'appellation *Soil-freshwater-ocean continuum* alors que Gao et al. (2022) emploient le terme *land-river(lake-reservoir)-estuary continuum* pour expliquer comment il est difficile

d'estimer quantitativement le transport en absence d'une méthode globale systématique standardisée pour mesurer les flux de carbone source-puits le long de ce continuum. Regnier et al. (2022) proposent de scinder le modèle LOAC en deux boucles de courte portée pour augmenter la précision de nos estimés de carbone source-puits (Fig. 2.3) : 1) de l'écosystème terrestre aux eaux continentales, soit la boucle d'intérêt pour ce projet, et 2) des zones humides à marée vers l'océan. Des différentes voies de transferts qui existent pour le carbone, rares sont les études ayant mesurées *in situ* le transfert du carbone à l'interface sol-eau.

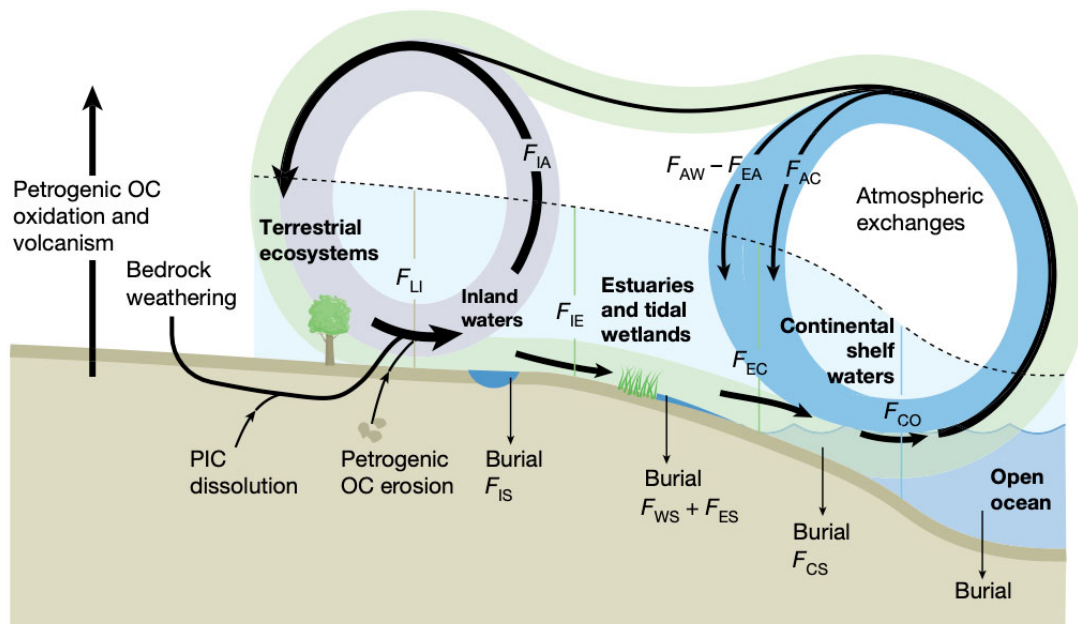


Figure 2.3. Schéma conceptuel de la décomposition du LOAC en deux boucles à courte portée : du système terrestre vers les eaux intérieures (boucle grise), et des zones estuariennes vers l'océan (boucle bleue). Proposées par Regnier et al. (2022), ces boucles tiennent compte de différents processus propres à chacune de ces deux interfaces.

2.2 Le carbone organique

Le carbone dans les sols

Le carbone organique du sol (COS) provient de la matière organique du sol (MOS) dont il constitue 45 à 60 % (Lal, 2016). Décrite comme une soupe hétérogène, la MOS est composée de molécules organiques d'origine biotique (animales ou végétales) à différents stades de décomposition le long d'une échelle infinitésimale. La matière organique (MO) comprend les débris végétaux comme les feuilles, la litière, les racines ainsi que les débris de la chaîne trophique. Kalbitz et al. (2000) et Gross et Harrison (2019) suggèrent que le carbone du sol serait principalement dérivé de sources

souterraines telles les racines et les microorganismes. La matière organique dissoute (MOD) résultante, qui ne représente qu'une petite fraction de la MOS (< 4 %) (Zimmerman et al., 2006), est d'un grand intérêt pour la recherche puisqu'elle est la plus réactive; sa composition chimique est énergétique et alimente les microorganismes à la base des chaînes trophiques terrestres et aquatiques. L'utilisation de la MOD par les microbes serait influencée par sa composition chimique et de la structure de la communauté bactérienne (Koehler et al., 2012; Berggren et Del Giorgio, 2015; D'Andrilli et al., 2019). Les produits de la dégradation de la MOD sont le CO₂, des minéraux biodisponibles, et de la MOD transformée. Ces molécules plus petites sont sujettes à une multitude de réactions dans le sol dont : l'adsorption aux surfaces minérales ou libres de circuler dans la matrice (Basile-Doelsch et al., 2020). Le milieu terrestre est le plus grand contributeur de MO dans les systèmes aquatiques (Raymond et Bauer, 2001; Benner et Benitez-Nelson, 2004; Jaffé et al., 2013).

Le COD

La MOD est généralement définie comme la matière pouvant passer au travers d'un filtre de 0.45µm (Hebert & Bertsch, 1995). Le carbone organique dissous (COD) est une composante majeure de la MOD (67%) (Bolan et al., 2011) et joue un rôle important dans le cycle du carbone puisque c'est la fraction qui circule profondément dans le sol et vers le réseau aquatique. Considéré comme la fraction la plus mobile du carbone, le COD est un substrat important pour les microorganismes du sol, surtout sous conditions humides (Kaiser et Kalbitz, 2012; Neff et Asner, 2001). Malgré que l'exportation du COD terrestre vers les écosystèmes aquatiques soit quantitativement marginale comparativement au flux de carbone à l'échelle globale, il n'est pas à négliger pour éviter la surestimation de stock de carbone dans les sols. En ce sens, plusieurs études se penchent sur la composition chimique du COD pour mieux comprendre et modéliser son flux. Le COD comprend une grande variabilité de composés organiques jadis décrites par ses fractions labiles extractibles (humique et fulvique). Aujourd'hui, il est plutôt question d'analyser l'assemblage hétérogène des différentes molécules qui la compose. Qualls et Haines (1991) décrivent le COD en 5 groupes selon leur comportement ionique : 1) composés neutre hydrophobique (lipides), 2) acide hydrophobique (humique), 3) acide hydrophilique ou phénols (tanins et flavonoïdes sans groupe carboxilique), 4) bases hydrophilique (sucres) et 5) bases (acides aminées et protéines libres). La densité des molécules organiques, déterminée par la composition

des différentes classes d'acides, de bases et de composés neutres (Qualls & Richardson, 2003), déterminerait la dégradabilité du COD. Principalement composé d'acides hydrophobiques et hydrophiliques (Qualls & Haines, 1991; Smolander et Kitunen, 2002; Kalbitz et al., 2000) estiment que 10 à 40 % du COD serait rapidement décomposable par les microorganismes, mais qu'il est difficile d'estimer avec précision son taux de dégradation dans les sols minéraux à cause de l'association organo-minéral (adsorption). Peu importe ses formes, il est reconnu que la variabilité des conditions environnementales (Derrien et al., 2023) combiné à d'autres facteurs tels l'apport en COD frais (Fontaine et al., 2007), les propriétés physicochimiques du sol (Kaiser et Kalbitz, 2012), la dynamique de l'écoulement de l'eau et la nappe (Arora et al., 2016; Tank et al., 2018), et le métabolisme microbien déterminent la persistance et le flux du carbone dans le sol.

2.3 Les facteurs de transfert

Il existe différents facteurs clefs qui agissent de façon plus importante sur le flux du carbone organique dissous à l'interface sol-eau, notamment : 1) le sol : sa structure physique et chimique; 2) l'eau : son écoulement et sa rétention dans le sol, et 3) les microorganismes et leur métabolisme. Il faut savoir qu'ultimement, en plus d'être interreliés les uns les autres, ces facteurs abiotiques et biotiques sont conditionnés par le climat régional. Ensemble, ils déterminent le temps de rétention du carbone organique dans le sol (Lehman et Kleber, 2015; Lal, 2016). Ci-dessous, nous survolons les caractéristiques propres à chacun de ces trois facteurs afin de comprendre l'influence qu'ils exercent sur le mouvement du carbone dans le sol.

2.3.1 Le sol

Le sol, la fine couche superficielle de la lithosphère, est une couche active qui représente un réservoir potentiel de carbone organique plus grand que le réservoir atmosphérique et biotique combinés de l'ordre de 615 Gt C dans la couche supérieure (< 0.2 m) et 2,344 Gt C à des profondeurs allant jusqu'à 3 m (Jobbágy et Jackson, 2000). Le temps de résidence moyen du COS non perturbé augmente avec la profondeur et peut atteindre des valeurs de 2,000 à 10,000 ans dans les sols profonds (Martel et Paul, 1974; Schöning et Kögel-Knabner, 2006). En plus de la variabilité des conditions environnementales (Derrien et al., 2023) et du métabolisme microbien (Haichar et al.,

2014), la persistance du carbone dans le sol, par le fait même son potentiel de stockage, dépend des propriétés structurelles du sol (Wiesmeier et al., 2019). Les propriétés structurelles peuvent être décrites par des caractéristiques physiques et chimiques qui influencent le flux du carbone au travers de cette matrice complexe.

La physique

Le sol est décrit comme un système à trois phases composées de solides (50%), de liquides (25%) et de gaz (25%); plus précisément, de minéraux (~45%), de matières organiques (~5%), d'eau (~25%) et d'azote (N₂), d'oxygène (O₂) et de dioxyde de carbone (CO₂) (~25%). Selon le niveau de saturation du sol, l'eau peut représenter de 1 à 50% de cette matrice alors que les gaz occupent l'espace restant des pores non saturés. La principale propriété physique du sol est sa texture, qui décrit la fraction de particules fines (< 2 mm) comprenant le sable, le limon et l'argile. Une corrélation positive existe entre la teneur en carbone et la classe texturale (Dieckow et al., 2009). Un sol avec une plus grande proportion de matière fines contiendra plus de carbone puisque, pour un même volume, les particules fines offrent une plus grande superficie d'adsorption que les particules de plus grande taille comme le sable (Basile-Doelsch et al., 2020). La porosité (taille et distribution), déterminé par la texture, dicte la distribution spatiale (Patel et al., 2021) et la capacité de rétention de l'eau dans les sols (Jackson, 1963). La variabilité de la concentration du COD dans les pores et dans l'eau du sol est négativement corrélée aux quantités de précipitations reçues (Liu et al., 2021); plus il y a de précipitations, plus il y a libération de COD (Harrison et al., 2007). Ainsi, les propriétés physiques du sol (texture et pores) serait le premier contrôle pour déterminer la quantité de COD (adsorbé et lixivié) du sol.

La chimie

En plus de son effet sur le transport du carbone dissous dans le sol, l'eau exercerait un contrôle sur les réactions chimiques (Patel et al., 2021) via les liaisons d'hydrogène sur les cations métalliques (Galicia-Andrés et al., 2021). L'importance du flux de COD dépend, en deuxième temps, de la composition chimique des molécules qui définit leur force d'adsorption aux surfaces minérales laquelle procure une forme de protection à la lixiviation. Kleber et al. (2007) proposent un modèle conceptuel de l'assemblage de molécules organiques sur les surfaces minérales en trois zones qui aide à comprendre le mécanisme de protection : la zone de contact, la zone hydrophobe et la zone

cinétique (Fig.2.4). Dans la zone de contact, les fragments amphiphiliques (une tête hydrophile et une queue hydrophobe) s'accumulent sur les surfaces chargées par des interactions électrostatiques, ce qui oriente les extrémités hydrophobes vers l'espace interstitiel du sol; ces molécules forment des liaisons organo-minérales robustes. La zone hydrophobe serait composée d'une deuxième couche d'amphiphiles qui, avec la zone de contact, crée une bicouche. Le lien créé par la sorption entre les molécules serait moins fort mais tout de même considérable. Finalement, dans la zone la plus éloignée de la surface minérale, la zone cinétique, il y aurait la possibilité d'accumuler des molécules organiques supplémentaires par voie de liaison hydrogène ou cationique (liens plus faible). L'épaisseur de l'accumulation dans cette zone serait hautement dépendante de la composition—stade de décomposition et propriété chimiques—des intrants en matières organiques et des échanges cinétiques avec l'eau (Kleber et al., 2007).

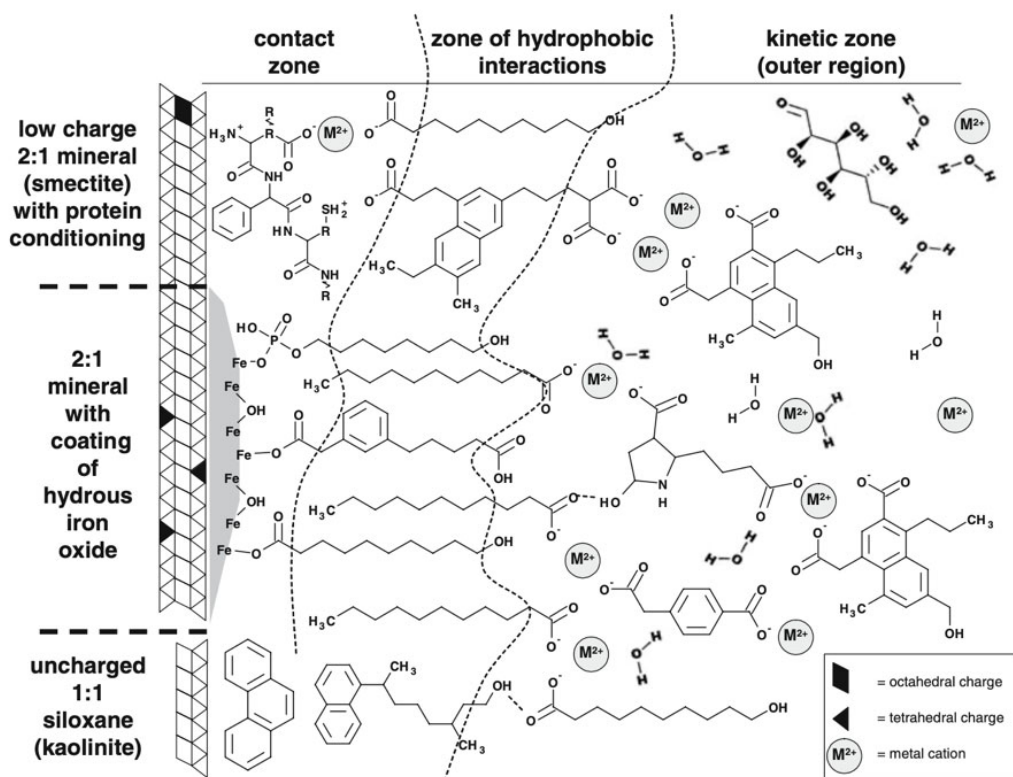


Figure 2.4. Modèle d'interactions organo-minérales selon 3 zones de proximité à différents minéraux qui dicterait la dynamique d'adsorption et de désorption des molécules organiques dans le sol. Dans la zone de contact, les molécules adhèrent aux particules minérales par de forts liens organo-minéraux. La zone intermédiaire hydrophobique comprend une deuxième couche d'amphiphiles qui, avec la première, forment une bicouche. Les liens de sorption entre ces deux couches sont un peu moins forts. Dans la troisième couche, la zone cinétique, les molécules sont adsorbées par des liens d'hydrogène ou des liens cationiques. Ces liens plus faibles permettraient la désorption des molécules organiques en présence d'eau.

Ainsi, les molécules organiques de la zone cinétique auraient un très haut taux d'échange avec l'eau du sol comparativement aux deux autres zones. Si, comme ce modèle le propose, la force d'adsorption des molécules organiques dépend de leur arrangement et, jusqu'à une certaine mesure, de leur proximité à la surface minérale, alors on peut s'attendre à ce que le temps de rétention du COD dans le sol d'une plaine inondable soit plus court et que son transfert soit accentué, relativement à un sol qui ne subit pas d'inondation ou de condition saturante.

Modèles théoriques de la dynamique des matières organiques des sols

Les modèles proposés par le passé (l'humification, la préservation sélective et la décomposition progressive) ont échoué individuellement à expliquer le destin des matières organiques puisqu'ils ciblent un nombre limité des processus clefs responsables des interactions dynamiques continues qui prennent place dans le sol selon Lehmann et Kleber (2015). Ces chercheurs proposent plutôt un modèle intégré, un continuum, qui tient compte du dynamisme des processus et de leurs interactions dans l'espace et dans le temps (Fig. 2.5). L'idée veut que les molécules organiques, regroupées par leur degré de complexité, seraient adsorbées aux surfaces minérales ou impliquées dans la formation d'agrégats de façon plus significative le long d'un gradient de décomposition. Les petites molécules oxydées offriraient un plus grand nombre de groupes polaires et ionisables favorisant leur adsorption (dans la zone cationique) et leur incorporation dans des agrégats (Lehmann et Kleber, 2015). Réversible, ces formes de « protection » sont comparables à l'ancienne notion de récalcitrance.

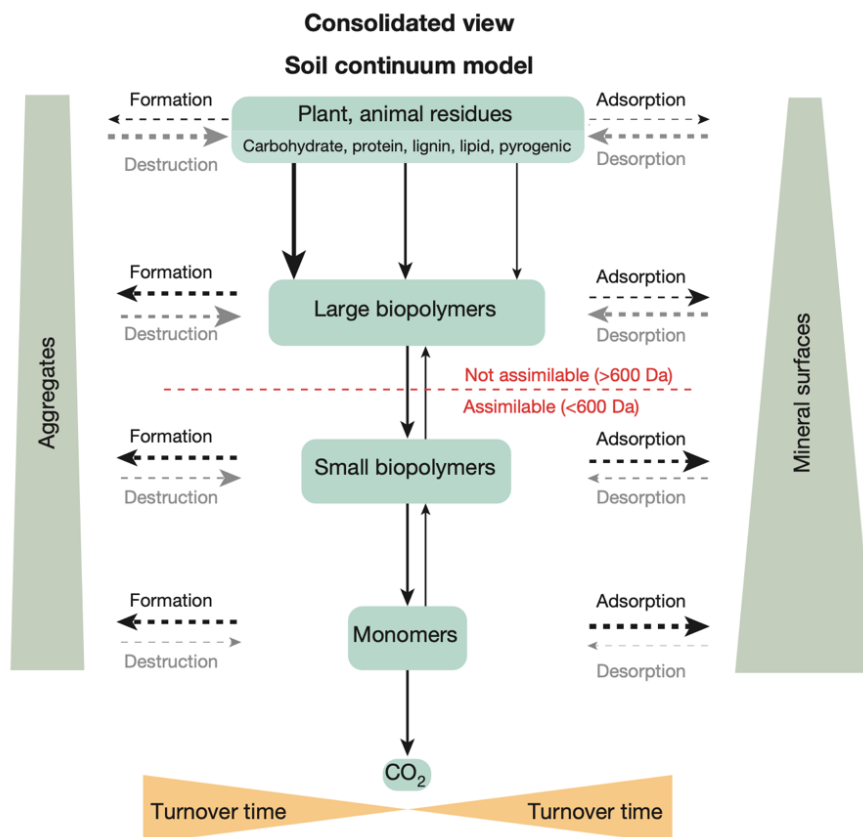


Figure 2.5. Ce modèle de Lehman et Kleber (2015) illustre le destin des molécules organiques dans le sol le long d'un gradient de décomposition. Plus les molécules sont décomposées, plus il y a d'extrémités polaires et ionisables pouvant réagir avec les surfaces minérales par adsorption ou par leur intégration dans des agrégats. La ligne en rouge indique la masse (600 Da) à partir de laquelle les microorganismes peuvent directement absorber des molécules au travers de leur parois cellulaires. À titre indicatif, le carbone organique dissous est un ensemble hétérogène de molécules dont la masse est très variable. Les substances humiques (10 000 à 100 000 Da) sont considérées faire 50 000 Da en général; les glucides varient entre 180 à 1 000 Da; les acides aminés font 75 à 180 Da, les acides gras de 200 à 350 Da; et les autres molécules organiques, tels les phénols, font 100 à 300 Da.

Les propriétés physicochimiques du sol régissent ensemble une bonne partie du potentiel de transport des molécules dissoutes dont le COD. En résumé, les mécanismes de protection de la MOD à ces facteurs incluent : l'encapsulation dans des micro-agrégats (processus physique et chimique), les liaisons chimiques avec la matrice minérale (organo-minéraux > sorption > hydrogène et cation), et le transfert en profondeur par l'infiltration de l'eau, hors de la portée des processus métaboliques microbiens; ceci en fonction de la nature même de la qualité de la molécule (complexité moléculaire).

2.3.2 L'eau

Le transfert latéral du carbone de l'écosystème terrestre aux eaux continentales s'opère par l'interaction de l'eau et du sol. L'infiltration de l'eau est affectée par la conductivité hydraulique et le taux d'infiltration (McCauley et Jones, 2005). La conductivité hydraulique fait référence à la facilité avec laquelle l'eau se déplace dans le sol, verticalement et horizontalement, et dépend de la porosité et du niveau de saturation du sol. Le taux d'infiltration est la capacité du sol à absorber l'eau et varie en fonction du taux de saturation initial, la quantité d'eau reçue, la texture du sol et du temps. Tout excédent d'eau s'accumulera à la surface et ruissellera en bas de pente aboutissant éventuellement dans le réseau hydrographique. L'érosion par ruissellement qui transporte les matières terrestres, solides et solubles, est un facteur important du transfert latéral du carbone.

Le mouvement de l'eau est soumis à la saturation du sol dont la teneur se catégorise en trois niveaux (Fig. 2.6). L'eau hygroscopique, présente à très faible saturation, est la mince pellicule d'eau adsorbée autour des particules du sol qui demeure en période de sécheresse; elle ne se déplace pas et est indisponible aux plantes. L'eau capillaire, ou la capacité au champ, est surtout présente dans les petits pores et échappe aux forces gravitationnelles. C'est à ce niveau que l'eau se meut, influencée par la force capillaire des plantes. À l'atteinte du niveau de saturation, l'eau gravitationnelle, comme le nom l'indique, se déplace par force gravitationnelle. Ce solvant universel est le principal processus par lequel les molécules dissoutes sont transportées en profondeur (verticalement) jusqu'à atteindre la nappe. Sans considérer la géologie, les mécanismes qui gouvernent le mouvement de la nappe sont principalement : la recharge et la décharge (mouvement vertical), et la topographie (mouvement horizontal vers les élévations plus basses). La nappe alimente ainsi les cours d'eau et rivières et contribue à leur écoulement de base.

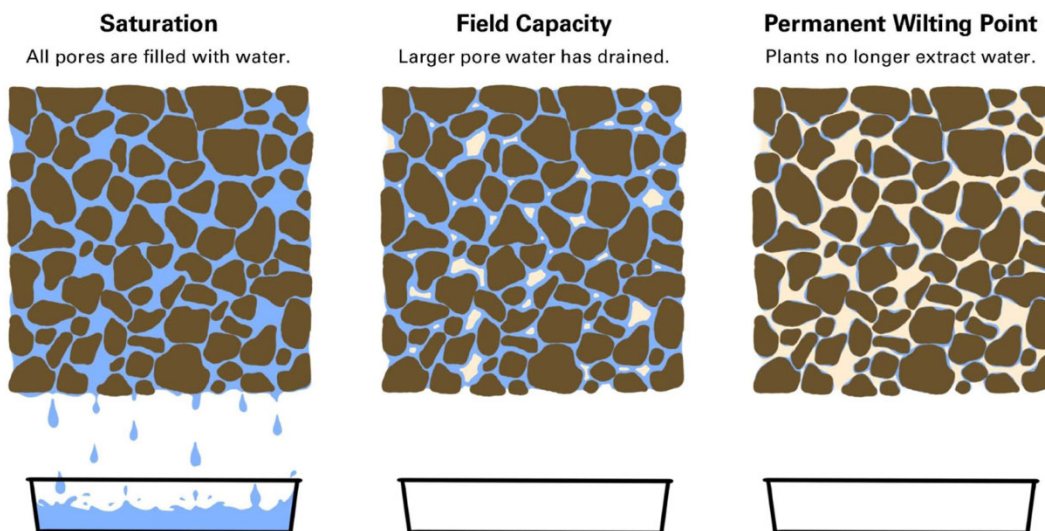


Figure 2.6. Schéma des trois degrés de saturation en eau des sols. Basé sur les travaux de Briggs (1897), ce schéma (Bailey, 2026) illustre les trois degrés de saturation des sols. À gauche, le sol est saturé et le surplus se meut en profondeur par la force gravitationnelle. Au centre, l'eau capillaire se meut principalement par la force capillaire des plantes. À droite, l'eau hygroscopique est inutilisable par les plantes, cette eau est fortement adsorbée sur la matrice minérale.

La majorité du carbone terrestre transféré dans le réseau aquatique n'atteindrait pas l'océan, mais nourrirait plutôt le réseau trophique aquatique (Pace et al., 2004). La dégradation du COD par les processus biologiques et photochimiques dans les eaux continentales serait proportionnelle au gain en COD d'origine terrestre (Lapierre et al., 2013) et ferait augmenter l'émission de CO₂ par respiration (Cole et al., 2007) et, par le fait même, le bilan net hétérotrophique des systèmes aquatiques (Lapierre et al., 2013; Duarte, 2005). Les travaux de Liu et al. (2023) précisent que le carbone issu d'érosion est soit dégazé ou séquestré en fonction du régime hydrique; un cours d'eau agité permet une meilleure minéralisation par les microorganismes (source) contrairement à un plan d'eau lentique qui permet la sédimentation (puits). Les plaines inondables rassemblent ces deux régimes (lotique et lentique) qui se succèdent à différents moments de l'année, selon la dynamique des inondations.

2.3.3 Les *microorganismes*

Dans le sol comme dans l'eau, les communautés microbiennes sont composées, entre autres, d'un ensemble de bactéries, d'archées et de champignons aérobiques facultatifs ou obligés dont le

métabolisme décompose les molécules organiques jusqu'à leur forme la plus simple. À la base de la chaîne alimentaire, les microorganismes agissent comme des espèces clé de voûte dans le cycle du carbone (Bardgett et al., 2008). Le COD est un substrat important pour les microorganismes (Kaiser & Kalbitz, 2012). Ils absorbent directement les molécules plus petites que 600 Da (par ex. glucides, acides gras, acides aminés) par leur membrane cellulaire et décomposent les molécules plus grandes par l'excrétion d'enzymes extracellulaires (substances humiques) (Lehmann et Kleber 2015). Ces enzymes et les déchets métaboliques microbiens qui en résultent (MOD d'origine microbienne) ne contiennent pas de lignine, contrairement à la MOD terrestre, est moins aromatique (« persistante »), et plus aliphatique (Williams et al., 2010).

L'activité microbienne dépendrait de la température et les précipitations, régularisées par le climat (Bardgett et al., 2008; Patel et al., 2021; Tank et al., 2018; Fontaine et al., 2007); de l'accessibilité à ces molécules, dont la mobilité est assurée par le mouvement de l'eau dans le sol (Riley et al., 2014); et de la disponibilité en carbone frais (Fontaine et al., 2007; Nunan et al., 2015) comme catalyseur pour la dégradation de vieux carbone. Ainsi, la décomposition de la MO dans les sols ne dépendrait pas uniquement de la « qualité » chimique des molécules; contrairement aux paradigmes classiques, les microorganismes sont capables de s'adapter pour métaboliser les molécules simples, moins énergétiques, dans les sols pauvres (Nunan et al., 2015). He et al. (2016) estiment que l'augmentation de la température engendrée par le réchauffement climatique amplifiera le métabolisme microbien, ce qui réduira le potentiel de stockage de carbone du sol de 40 ± 27 %. Ce carbone s'ajouterait à la boucle de rétroaction du climat en étant soit respiré, soit transféré latéralement dans le continuum sol-eau.

Les chercheurs commencent à exposer l'importance que joue la rhizosphère dans la production de matières organiques à la disposition des microorganismes (Gross & Harrison, 2019; Ma et al., 2022). Le COS est concentré dans la MO produite par les racines (exsudats) et se traduit par une augmentation de la masse et de l'activité microbienne dans la rhizosphère, comparativement au sol à l'extérieur de cette zone (Rasse et al., 2005; Clemmensen et al., 2013). Dans la rhizosphère, l'eau qui se trouve dans les pores du sol est souvent super saturée en CO_2 issu de la respiration racinaire et de la décomposition de la matière organique (Cole et al., 2007). Les balbutiements de cette science émergente mettent en avant plan l'importance des processus microbiens qui se déroulent dans la zone racinaire sur le devenir du carbone. Gross et Harrison

(2019) proposent un schéma conceptuel du cycle du carbone organique du sol en fonction des intrants aériens et racinaires des plantes (Fig. 2.7). Dans ce schéma, les microorganismes utilisent le carbone organique (biomasse, débris, exsudats, etc.) pour leurs besoins métaboliques. Les déchets métaboliques, carbone microbien, s'accumuleraient en profondeur et seraient éventuellement exportés de cette zone sous forme de COD. Ainsi, les plantes (espèces et stade de croissances) exercent une forte influence sur le métabolisme microbien par le biais de la composition et de la quantité d'exsudats qu'elles émettent (Ma et al., 2022; Koo et al., 2004, Haichar et al., 2014).

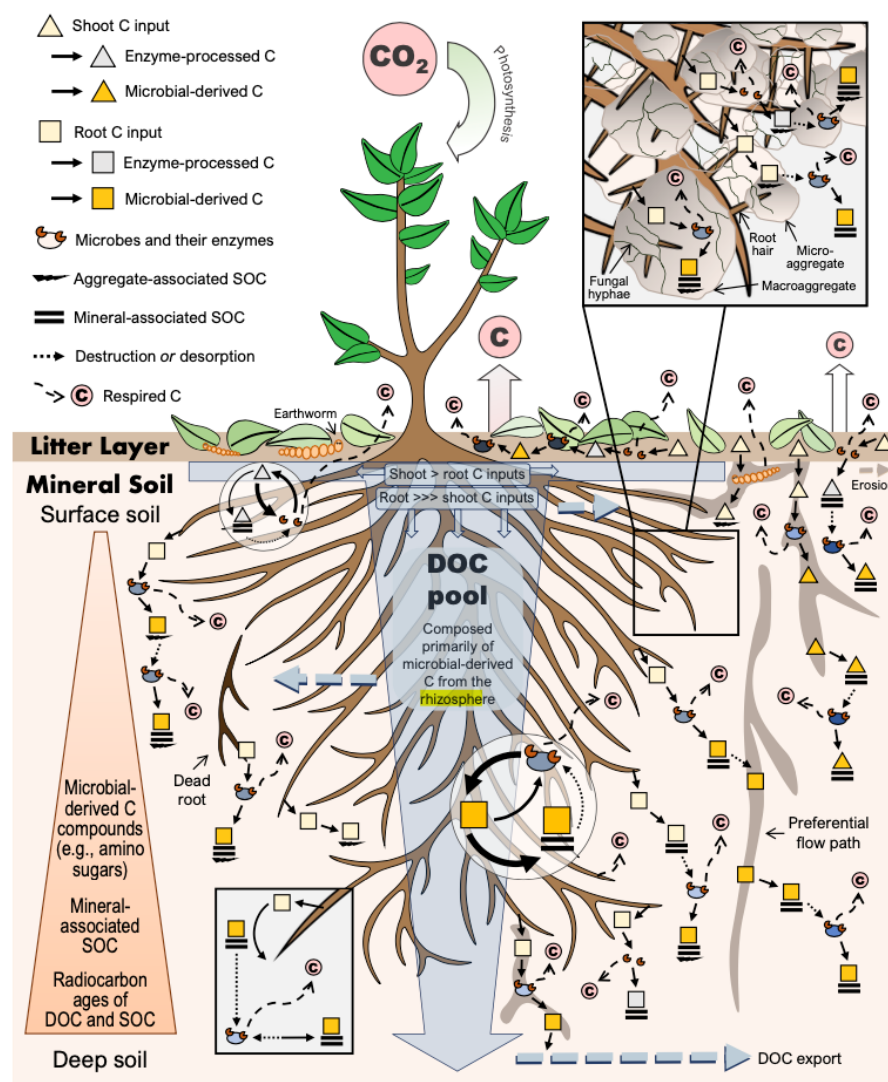


Figure 2.7. Schéma conceptuel du sort du carbone organique en provenance de la biomasse aérienne et de la biomasse racinaire des plantes selon les travaux de Gross et Harrison 2019. Les microorganismes décomposent les matières organiques; les sous-produits s'adsorbent aux minéraux, forment des agrégats ou se désorbent tout autour de la rhizosphère. Le CO₂ issu de la respiration microbienne atteint éventuellement l'atmosphère.

Si les propriétés physicochimiques, le régime hydrique et les organismes biologiques exercent tous une forme de contrôle sur le flux du carbone dans les sols, on peut se questionner sur l'ampleur des effets qu'on nos choix en termes d'usages des sols qui, d'une façon ou d'une autre, viennent altérer l'ensemble de ces facteurs.

2.4 L'utilisation du sol

En termes de carbone, le sol est un réservoir à double statut dont l'usage détermine s'il s'agit d'un réservoir puits ou d'un réservoir source. Iordache et al., (2022) estime qu'entre 1990 et 2019, l'agriculture serait responsable de 42.31% de l'augmentation des émissions contrairement à 6.08 % pour les forêts et 12.38 % pour les prairies en Roumanie (Fig. 2.8). Le flux potentiel de carbone dépend d'abord des sources qui contribuent à la quantité de carbone entrant dans le système, soit la production primaire. L'utilisation du sol est l'unique variable par laquelle il est possible d'exercer un contrôle important sur cet intrant : de par le choix de nos pratiques (cultures, production animale, fertilisation et autres intrants); et de par l'exportation de la ressource, comme c'est le cas pour le bois d'œuvre et des produits alimentaires. Dans le cadre de ce projet, nous nous limitons à explorer l'usage naturel des forêts et de prairies permanentes, et de l'usage intensif de l'agriculture conventionnelle.

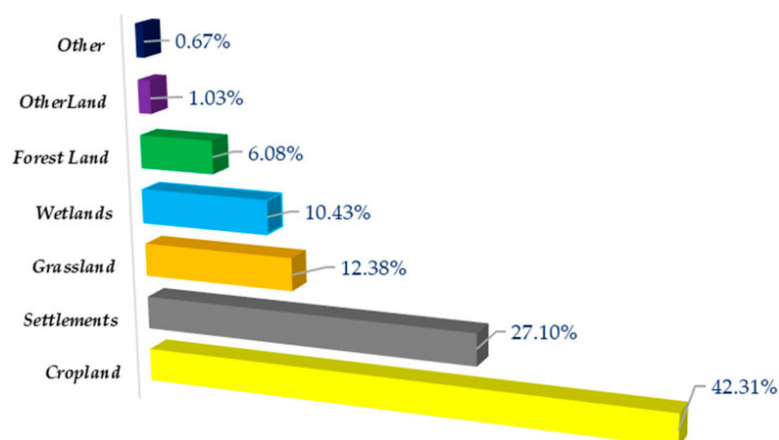


Figure 2.8. Augmentation des émissions GES selon les catégories d'utilisation du sol en Roumanie depuis 1990 à 2019. Les usages intensifs sont les plus grands contributeurs d'émissions dont l'agriculture compte pour plus de 40% (Iordache et al., 2022).

Usage naturel

Un sol sous usage naturel permet le stockage du carbone par l'accumulation de la matière organique dans le temps. En général, le COD qui provient de la litière et de débris végétaux est circonscrit au premiers 5 cm du sol (Hagedorn et al., 2012). La contribution de carbone d'origine racinaire serait 1.5 à 10 fois plus important que le carbone d'origine aérienne et pourrait représenter jusqu'à 75% du COS total du sol (Gross et Harrison, 2019). Dans une étude sur une chronoséquence boréale, 50-70% du COS dérivait des racines ou de microbes associés aux systèmes racinaires (Godbold *et al*, 2006) et 50-60 % du COD dans les sols profonds (>20 cm) d'une forêt tempérée serait d'origine microbienne (Ahrens et al., 2015). Au Québec, les forêts décidues sont parmi les plus importants producteurs de biomasse, en raison de la grande taille des organismes qui les composent. Les arbres ont une biomasse racinaire et aérienne de partition égale alors que les parties racinaires de plantes de prairies peuvent compter 85 % de la biomasse totale (Bork et Badiou, 2017). Les prairies composées de plantes de types C₄ peuvent produire autant de biomasse totale que le maïs mais allouent jusqu'à 65 % de cette biomasse à leur système racinaire contrairement à 3 % pour le maïs (Jarchow et Liebman 2012).

Agriculture

L'ère industrielle a ancré les agriculteurs dans des pratiques qui privilégient le rendement et la rentabilité de leur terre au détriment de la santé des sols et de la qualité alimentaire de leurs produits. Si un vent de changement souffle vers des pratiques plus respectueuses de l'environnement, la transition demeure timide et les mœurs agricoles évoluent lentement. Les pratiques conventionnelles et leur héritage continuent de dominer les paysages québécois. Ces pratiques appauvrissent les sols par l'exportation de la biomasse et l'utilisation du labour (le travail du sol) qui catalysent l'activité microbienne par l'oxygénation et le brassage des matières organiques dans la matrice du sol (Patel et al., 2021). De plus, cette action mécanique compacte le sol qui a un effet sur l'écoulement de l'eau, détruit les associations mycorhiziennes—qui contribuent à la nutrition des plantes—et change les propriétés physiques du sol en détruisant les agrégats et en homogénéisant la structure. Une utilisation intensive du sol augmente les émissions tout en réduisant la possibilité de stockage (Gasser et al., 2020). En Europe et en Amérique du Nord, jusqu'à 90% des plaines inondables sont cultivées (Tockner et Stanford, 2002) et donc, d'importants écosystèmes à fort potentiel d'émission.

2.5 La plaine inondable

Au Québec, la définition légale de la plaine inondable est en pleine évolution. Anciennement, le terme désignait « l'espace occupé par un lac ou un cours d'eau en période de crue » (Légis Québec, 2022) à une récurrence 0-2 ans. Les changements globaux ont forcé la réflexion sur nos valeurs sociales quant à la protection de ces milieux sensibles suite aux inondations majeures de 2017 et 2019. Depuis 2021, le régime transitoire englobe sous l'expression « zone inondable » toutes les zones d'inondation, les plaines inondables, les plaines d'inondation et les plaines de débordement (Légis Québec, 2024). Cette simplification se veut un moyen d'uniformiser les interventions permises dans ces zones sur le territoire afin de limiter les risques et les impacts des travaux sur l'environnement. Ainsi, pour les besoins de cette étude, la plaine inondable désigne au sens large la zone terrestre adjacente à un cours d'eau qui soit périodiquement submergée.

L'un des écosystèmes les moins bien étudiés dans le monde sont les plaines inondables de grandes rivières (*large river floodplains*) (Eros et al., 2019). Habituellement d'intérêt pour des seules fins d'évaluations écologiques en Europe et en Amérique du Nord (Eros et al., 2019), les plaines inondables fluviales sont pourtant d'importantes superficies de zones de transition terrestre-aquatique au régime hydrique complexe régis par la dynamique des inondations, des pluies et du niveau piézométrique de la nappe. La biodiversité et la productivité des plaines inondables sont attribuables à la dynamique des impulsions d'inondation (Junk et al., 1989) et à la diversité d'usages des sols qui dictent les communautés végétales, animales et microbiennes qu'on peut y retrouver. Tel que décrit par le *flood pulse concept* de Junk et al. (1989), la durée, l'amplitude, la fréquence, le temps et la prévisibilité de l'inondation déterminent l'abondance du stock de nutriments et son renouvellement au chenal principal. Ces terres fertiles fortement convoitées pour l'agriculture subissent de fortes pressions et la perturbation du sol résultante expose les plaines inondables d'avantage à la dégradation par l'exportation de carbone organique et inorganique lors d'inondations.

Indépendamment de l'usage du sol, il est possible de croire que le transfert latéral du carbone des plaines inondables s'opère en trois phases : 1) l'inondation, 2) la saturation, et 3) l'étiage (Fig. 2.9). L'importance du flux au moment de la phase initiale varierait en fonction de l'intensité de l'inondation—la fréquence, la quantité et le temps de résidence de l'eau.

L'inondation printanière, régie entre autres par la fonte des neiges et les précipitations, envahi les surfaces terrestres encore gelées (Fig. 2.9a). À ce moment, le transfert serait principalement constitué de matière organique solide (litière) et dissoute se retrouvant à la surface du sol dont la signature chimique homogène a été rapporté dans le projet du Pôle (Campeau et al., 2024, p. 419-460). L'accumulation rapide de chaleur au printemps permet au sol de dégeler et aux microorganismes de redevenir actifs. Alors que l'entrée d'eau se stabilise, cette reprise métabolique libère plus ou moins de matières particulaires et dissoutes en fonction du temps de résidence de l'eau par-dessus le sol. Plus le temps de résidence est long, plus on distingue la signature afférente aux propriétés spécifiques du sol à petite échelle, dont : la texture, l'usage, les types de végétaux et la composition de communauté microbienne associée (Campeau et al., 2024). L'exondation vidange ensuite la plaine des matières solides et dissoutes (organique et inorganique) au profit du réseau trophique aquatique (Junk et al., 1989). Webb et al. (2018) estiment à 70-77% la perte de carbone du sol de la plaine pendant une inondation.

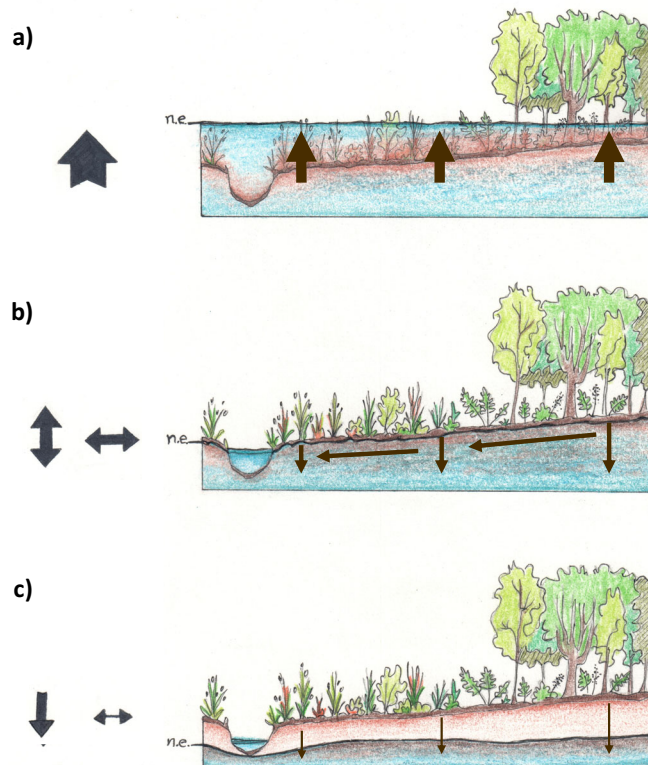


Figure 2.9. Schéma conceptuel des 3 phases du transfert de carbone organique dissous selon le niveau de l'eau (n.e.) dans la plaine d'inondation. La phase d'inondation **(a)** illustre le flux de trempage. Le COD diffuse du sol et de la litière vers la colonne d'eau. Plus l'inondation est longue, plus la signature moléculaire spécifique à l'usage du sol se distinguera. La phase de saturation **(b)** illustre un sol dont les pores sont gorgés d'eau. Le flux s'opère verticalement,

vers le sol profond, et horizontalement, vers un cours d'eau adjacent ou en élévation plus basse. La phase d'étéage (c) illustre un moment lorsque la nappe s'est retirée. Le flux surtout vertical est alors faible. Selon la quantité de précipitation reçues et la conductivité hydraulique du sol, les phases b) et c) se succèdent à tour de rôle jusqu'à une prochaine inondation.

Suite au retrait de l'eau d'inondation, la phase seconde présente un sol gorgé d'eau dont les pores sont saturés à pleine capacité (Fig. 2.9b). C'est une période de latence plus ou moins longue avant que les végétaux adaptés aux conditions de la plaine démarrent leur saison de croissance. Essentiellement, cette phase de saturation perdurerait en fonction des conditions météo du printemps et les matières dissoutes bougeraient en fonction des mouvements de la nappe. Une fois la saison de croissance entamée, les plantes d'un sol d'usage naturel participeraient à l'évacuation de l'eau par l'évapotranspiration alors que dans les champs, les agriculteurs doivent activement pomper l'eau pour être en mesure de semer leurs cultures. Sans la protection d'une zone racinaire active, le sol des champs, toujours à nu l'hiver et entre les rangs de cultures l'été, serait plus susceptible à l'exportation de carbone, particulaire et dissous par l'érosion et le lessivage, que les sols d'usages naturels pendant cette phase.

À la troisième phase, l'étéage, la nappe redescend (Fig. 2.9c). L'eau se retire des pores par l'action de la gravité et emporte avec elle les matières dissoutes. Le sol ne contient plus que de l'eau capillaire. Cette mince couche d'eau autour des particules du sol représente la seule voie par laquelle les molécules peuvent se mouvoir; d'une zone à fort potentiel vers une zone à faible potentiel hydrique. La dynamique des précipitations, le taux d'infiltration spécifique au sol et la communauté végétale régissent tous la hauteur de la nappe qui peut remonter maintes fois pendant la saison de croissance. Ainsi, les phases 2 et 3 se répètent et se succèdent jusqu'à la prochaine inondation.

Pour conclure, le transfert du carbone à l'interface sol-eau d'une plaine inondable dépend de : la répartition spatiale des microbes (rhizosphère); des fluctuations temporelles de la température et de la nappe (zone redox) (Arora et al., 2016); et de l'historique de perturbation du sol (Patel et al., 2021). La considération de plusieurs facteurs multisectoriels contigus est essentielle pour rendre compte de l'importance (quantité et qualité) du transfert latéral du carbone à l'interface sol-eau dans la plaine inondable (Henry et al., 2024).

Références

- Arhens, B., Braakhekke, M., Guggenberger, G., Schrumpf, M., & Reichstein, M. (2015). Contribution of sorption, DOC transport and microbial interactions to the ^{14}C age of a soil organic carbon profile: Insights from a calibrated process model. *Soil Biology and Biochemistry*, 88, 390-402. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.06.008>
- Arora, B., Spycher, N. F., Steefel, C. I., Molins, S., Bill, M., Conrad, M. E., Dong, W., Faybishenko, B., Tokunaga, T. K., Wan, J., Williamns, K. H., & Yabusaki, S. B. (2016). Influence of hydrological, biogeochemical and temperature transients on subsurface carbon fluxes in a flood plain environment. *Biogeochemistry*, 127, 367-396. doi:10.1007/s10533-016-0186-8
- Bailey, W. (2026). Introduction to soil science. Chapter 17: soil water. Iowa state university, digital press. <https://iastate.pressbooks.pub/isudp-2025-201/chapter/soil-water/>
- Bardgett, R. D., Freeman, C., & Ostle, N. J. (2008). Microbial contributions to climate change through carbon cycle feedbacks. *International Society for Microbiology Ecology Journal*, 2, 805-814. doi: 10.1038/ismej.2008.58
- Basile-Doelsch, I., Balesdent, J., & Pellerin, S. (2020). Reviews and syntheses: The mechanisms underlying carbon storage in soil. *Biogeosciences*, 17: 5223-5242. <https://doi.org/10.5194/bg-17-5223-2020>
- Benner, R., Benitez-Nelson, B., Kaiser, K., & Amon, R. M. W. (2004). Export of young terrigenous dissolved organic carbon from rivers to the Arctic Ocean. *Geophysical Research Letters*, 31(5). doi: 10.01029/02003GL019251
- Berggren, M., & Del Giorgio, P. A. (2015). Distinct patterns of microbial metabolism associated to riverine dissolved organic carbon of different source and quality. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*. doi:10.1002/2015JG002963
- Bolan, N. S., Adriano, D. C., Kunhikrishnan, A., James, T., McDowell, R., & Senesi, N. (2011). Chapter one- Dissolved organic matter: Biogeochemistry, Dynamics, and environmental significance in soils. *Advances in Agronomy*, 110, 1-75. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385531-2.00001-3>
- Bork, E., & Badiou, P. (2017). The importance of temperate grasslands in the global carbon cycle. Ducks Unlimited Canada. https://abnawmp.ca/wp-content/uploads/2020/09/The-Importance-of-Temperate-Grasslands-in-the-Global-Carbon-Cycle_April-27-2017-002_web.pdf
- Briggs, L. J. (1987) The mechanics of soil moisture. USDA Division of soils, Bulletin No.10.
- Cade-Menun, B. J., Duhamel, S., Dodd, R., Lønborg, C., Parsons, C. T., & Taylor, W. D. (2019). Editorial : Phosphorus along the soil-freshwater-ocean continuum. *Frontiers*, 6(28). doi: 10.3389/fmars.2019.00028

- Campeau, S., Ruiz, J., Bourgeois, B., Damar, H., Halde, C., Proulx, R., Rodriguez, M. A., Maire, V., Mazzeli, R., Vaillancourt, M., Poulin, M., Vanasse, A., Seguin, P., Bertolo, A., Bordeleau, P.-A., Bregard, G., Cabana, G., Tamini, L. D., Decelles, A.-M., ... Watson, C. (2024). Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre, rapport final 2019-2024. Université du Québec à Trois-Rivières, Université Laval, Université Mc Gill <https://belsp.uqtr.ca/id/eprint/1602/>
- Clemmensen, K. E., Bahr, A., Ovaskainen, O., Dahlberg, A., Ekblad, A., Wallander, H., Stenlid, J., Finaly, R. D., Wardle, D. A., Lindahl, B. D., (2013). Roots and associated fungi drive long-term carbon sequestration in boreal forest. *Science*, 339. doi:10.1126/science.1231923
- 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., & Melak, J. (2007). Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems*, 10, 171-184. doi:10.1007/s10021-006-9013-8
- D'Andrilli, J., Junker, J. R., Smith, H. J., Scholl, E. A., & Foreman, C. M. (2019). DOM composition alters ecosystem function during microbial processing of isolated sources. *Biogeochemistry*, 142(2), 281-298. doi: 10.1007/s10533-018-00534-5
- Degens, E. T., Kempe, S., & Richay, J. E. (1991). Summary: biogeochemistry of major world rivers. Dans *Biogeochemistry of major world rivers*, Scope 42, 323-348.
- Derrien, D., Barré, P., Basile-Doelsch, I., Cécillon, L., Chabbi, A., Crème, A., Fontaine, S., Henneron, L., Janot, N., Lashermes, G., Quénéa, K., Rees, F., & Dignac, M.F. (2023). Current controversies on mechanisms controlling soil carbon storage: implications for interactions with practitioners and policy-makers. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 43(21). <https://doi.org/10.1007/s13593-023-00876-x>
- Dieckow, J., Bayer, C., Conceição, P. C., Zanatta, J. A., Martin-Neto, L., Milori, D. B. M., Salton, J. C., Macedo, M. M., Mieiniczuk, J., & Hernani, L. C. (2009). Land use, tillage, texture and organic matter stock and composition in tropical and subtropical Brazilian soils. *European journal of Soil Science*, 60(2), 240-249. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01101.x>
- Drake, T. W., Raymond, P. A., & Spencer, R. G. M. (2018). Terrestrial carbon inputs to inland waters: A current synthesis of estimates and uncertainty. *Limnology and Oceanography*, 3, 132-142. doi:10.1002/lol2.10055
- Duarte, C. M., & Prairie, Y. T. (2005). Prevalence of heterotrophy and atmospheric CO₂ emissions from aquatic ecosystems. *Ecosystems*, 8, 862-870. doi: 10.1007/s10021-005-0177-4
- Eros, T., Kuehne, L., Dolezsai, A., Sommerwerk, N., & Wolter, C. (2019). A systematic review of assessment and conservation management in large floodplain rivers – Actions postponed. *Ecological Indicators*, 98, 453-461. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.11.026>
- Fontaine, S., Barot, S., Barré, P., Bdioui, N., Mary, B., & Rumpel, C. (2007). Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature*, 450(8). doi:10.1038/nature06275

- Friedlingstein, P., O'Sullivan, M., Jones, M. W., Andrew, R. M., Bakker, D. C., Hauk, J., Landschützer, P., Le Quéré, C., Luijkx, I., Peters, G. P., Peters, W., Pongratz, J., Schwingshacki, C., Sitch, S., Canadell, J. G., Ciais, P., Jackson, R. B., Alin, S. R., Anthoni, P., ... Zheng, B. (2023). Global carbon budget 2023. *Earth System Science Data*, 15(2), 5301-5369. <https://doi.org/10.5194/essd-15-5301-2023>
- Galicia-Andrés, E., Escalona, Y., Oostenbrink, C., Tunega, D., Gerzabek, M. H. (2021). Soil organic matter stabilization at molecular scale: The role of metal cations and hydrogen bonds. *Geoderma*, 401. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115237>
- Gao, Y., Jia, J., Lu, Y., Sun, K., Wang, J., & Wang, S. (2022). Carbon transportation, transformation, and sedimentation processes at the land-river-estuary continuum. *Fundamental Research*. <https://doi.org/10.1016/j.fmre.2022.07.007>
- Gasser, T., Crepin, L., Quilcaille, Y., Houghton, R. A., Ciais, P., & Obersteiner, M. (2020). Historical CO₂ emissions from land use and land cover change and their uncertainty. *Biogeosciences*, 17, 4075-4101. <https://doi.org/10.5194/bg-17-4075-2020>
- Global Carbon Atlas. (2024, 2 septembre). *Global Carbon Budget of the Land to Ocean Aquatic Continuum (LOAC)*. Global Carbon Atlas. <https://globalcarbonatlas.org/budgets/lakes-rivers-carbon-budget/>
- Godbold, D. L., Hoosbeek, M. R., Lukac, M., Cotruflo, M. F., Janssens, I. A., Ceulemans, R., Polle, A., Velthorst, E. J., Scarascia-Mugnozza, G., Angelis, P., Miglietta, F., & Peressotti, A. (2006). Mycorrhizal hyphal turnover as a dominant process for carbon input into soil organic matter. *Plant and Soil*, 281, 15-24. doi:10.1007/s11104-005-3701-6
- Gross, C. D., & Harrison, R. B. (2019). The case for digging deeper: soil organic carbon storage, dynamics, and controls in our changing world. *Soil systems*, 3(28). doi:10.3390/soilsystems3020028
- Hagedorn, F., Kammer, A., Schmidt, M. W. I., Goodale, C. I. (2013). Nitrogen addition alters mineralization dynamics of ¹³C-depleted leaf and twig litter and reduces leaching of older DOC from mineral soil. *Global Change Biology*, 18(4). doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02603.x
- Haichar, F. Z., Santaella, C., Heulin, T., & Achouak, W. (2014). Root exudates mediated interactions belowground. *Soil Biology & Biochemistry*, 77, 69-80. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.06.017>
- Harrison, A. F., Taylor, K., Scott, a., Poskitt, J., Benham, D., Grace, J., Chaplow, J., & Rowland, P. (2007). Potential effects of climate change on DOC release from three different soil types on the Northern Pennines UK: examination using field manipulation experiments. *Global Change Biology*, 14(3), 687-702. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01504.x>
- He, Y., Trumbore, S. E., Torn, M. S., Harden, J. W., Vaughn, L. J. S., Allison, S. D., & Randerson, J. T. (2016). Radiocarbon constrains imply reduced carbon uptake by soils during the 21st century. *Science*, 353(6306), 1419-1424. doi:10.1126/science.aad4273

- Hebert, B. E., & Bertsch, P. (1995). Characterization of dissolved and colloidal organic matter in soil solution: a Review. Dans McFee, W.W. & Kelly, J.M. (Éds), *Carbon Forms and Functions in Forest Soils*, Soil Science Society America, Madison, 63-88.
<https://doi.org/10.2136/1995.carbonforms.c5>
- Henry, D., catalán, N., Obrador, B., & Marcé, R. (2024). Modeling carbon burial along the land to ocean aquatic continuum: Current status, challenges, and perspectives. *Earth-Science Reviews*, 253. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2024.104791>
- Iordache, M., Bucura, F., Ionete, R. E., Grigorescu, R., Iordache, A. M., Zgavarogea, R., Chitu, A., Zaharioiu, A., Botoran, O. R., & Constantinescu, M. (2022). The GHGs evolution of LULUCF sector at the European Union (EU-27) + UK): Romania case study. *Atmosphere*, 13(10). <https://doi.org/10.3390/atmos13101638>
- Jackson, R. D. (1963). Porosity and soil-water diffusivity relations. *Soil Science Society of America Journal*, 27(2), 123-126.
<https://doi.org/10.2136/sssaj1963.03615995002700020011x>
- Jaffé, R., Ding, Y., Niggemann, J., Vähätölo, A. V., Stubbins, A., Spencer, R. G. N., Campbell, J., & Dittmar, T. (2013). Global charcoal mobilisation from soils via dissolution and riverine transport to the oceans. *Science*, 340(6130), 345-347. DOI: 10.1126/science.1231476
- Jarchow, M. E., & Liebman, M. (2012). Tradeoffs in biomass and nutrient allocation in prairies and corn managed for bioenergy production. *Crop Ecology, Management & Quality*, 52(3), 1330-1342. <https://doi.org/10.2135/cropsci2011.09.0481>
- Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2000). The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Belowground processes and global change*, 10(2), 423-436.
- Junk, W., Bayley, P. B., & Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106, 110-127.
<http://www.dfo-mpo.gc.ca/Library/111846.pdf>
- Kaiser, K., & 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., Solinger, S., Park, J. H., Michalzik, B., & Matzner, E. (2000). Controls on the dynamic of dissolved organic matter in soils: A review. *Soil Science*, 165, 277-304.
doi:<https://doi.org/10.1097/00010694-200004000-00001>
- Kleber, M., Sollins, P., & Sutton, R. (2007). A conceptual model of organo-mineral interactions in soils: self-assembly of organic molecular fragments into zonal structures on mineral surfaces. *Biogeochemistry*, 85, 9-24. doi: 10.1007/s10533-007-9103-5
- Koehler, B., Wachenfeldt, E., Kothawala, D., & Tranvik, L. J. (2012). Reactivity continuum of dissolved organic carbon decomposition in lake water. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 117(G1). <https://doi.org/10.1029/2011JG001793>

- Koo, B.-J., Adriano, D. C., Bolan, N. S., & Barton, C. D. (2004). Root exudates and microorganisms. *Encyclopedia of Soils in the Environment*, 4, 421-428. doi:10.1016/B0-12-348530-4/00461-6
- Lal, R. (2016). Soil health and carbon management. *Food and Energy Security*, 5(4), 212-222. doi: 10.1002/fes3.96
- Lapierre, J. F., Guillemette, F., Berggren, M., & del Giorgio, P. A. (2013). Increases in terrestrially derived carbon stimulate organic carbon processing and CO₂ emissions in boreal aquatic ecosystems. *Nature communications*. doi: 10.1038/ncomms3972
- Légis Québec (2022). Loi sur la qualité de l'environnement, chapitre Q-2, r. 35 (abrogé). Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables. <https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/rc/Q-2,%20r.%2035%20/>
- Légis Québec (2024). Règlement concernant la mise en œuvre provisoire des modifications apportées par le chapitre 7 des lois de 2021 en matière de gestion des risques liés aux inondations, chapitre Q-2, r. 32.2. <https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/rc/Q-2,%20r.%2032.2%20/>
- Lehmann, J., & Kleber, M. (2015). The contentious nature of soil organic matter. *Nature: Perspective*, 528, 60-68. doi:10.1038/nature16069
- Liu, F., Wang, D., Zhang, B., & Huang, J. (2021). Concentration and biodegradability of dissolved organic carbon derived from soils: A global perspective. *Science of the Total Environment*, 754. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142378>
- Liu, T., Liu, X., Pan, Q., Liu, S., Feng, X. (2023). Hydrodynamic and geochemical controls on soil carbon mineralization upon entry into aquatic systems. *Water Research*, 229. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119499>
- Ma, W., Tang, S., Dengzeng, Z., Zhang, D., Zhang, T., & Ma, X. (2022). Root exudates contribute to belowground ecosystem hotspots: A review. *Frontiers*. doi:10.3389/fmicb.2022.937940
- Martel, Y. A., & Paul, E. A. (1974). The use of radiocarbon dating of organic matter in the study of soil genesis. *Soil science society of America journal*, 38(3), 501-506. <https://doi.org/10.2136/sssaj1974.03615995003800030033x>
- McCauley, A., & Jones, C. (2005). *Water and solute transport in soils*. Montana State University. https://landresources.montana.edu/swm/documents/final_SW4_proof_11_18_05.pdf
- Nakhavali, M., Friedlingstein, P., Lauerwald, R., Tang, J., Chadburn, S., Camino-Serrano, M., Guenet, B., Harper, A., Walmsley, A., Peichl, M., & Gielen, B. (2018). Representation of dissolved organic carbon in the JULES land surface model (vn4.4_JULKES-DOCM). *Geoscientific Model Development*, 11, 593-609. <https://doi.org/10.5194/gmd-11-593-2018>
- Neff, J. C., & Asner, G. P. (2001). Dissolved organic carbon in terrestrial ecosystems: Synthesis and a model. *Ecosystems*, 4, 29-48. Doi:10.1007/s100210000058

- Nunan, N., Lerch, T. Z., Pouteau, V., Mora, P., Changey, F., Kätterer, T., Giusti-Miller, S., & Herrmann, A. M. (2015) Metabolizing old soil carbon: Simply a matter of simple organic matter? *Soil Biology & Biochemistry*, 88, 128-136.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.05.018>
- Pace, M. L., Cole, J. J., Carpenter, S. R., Kitchell, J. F., Hodgson, J. R., Van de Bogert, Bade, D. L., Kritzberg, E. S., & Bastviken, D. (2004). Whole-lake carbo-13 additions reveal terrestrial support of aquatic food webs. *Nature: Letters*, 427, 240-243. doi:10.1038/nature02227.
- Patel, K. F., Fansler, S., Campbell, t. P., Bond-Lamberty, B., Smith, A. P., RoyChowdhury, T., McCue, L. A., Varga, T., & Bailey, V. L. (2021). Soil texture and environmental conditions influence the biogeochemical responses of soils to drought and flooding. *Nature: Communications Earth & Environment*, 2(127).
<https://doi.org/10.1038/s43247-021-00198-4>
- Prentice, I. C., Farquhar, G. D., Fasham, M. J. R., Goulden, M. L., Heimann, M., Jaramillo, V. J., Kheshgi, H. S., Le Quéré, C., Scholes, R. J., Wallace, D. W. R., Archer, D., Ashmore, M. R., Aumont, O., Baker, D., Battle, D., Bender, M., Bopp, L., Bousquet, P., Caldeira, K., ... Yool, A. (2021). The carbon cycle and atmospheric carbon dioxide. Climate change 2001: the scientific basis, Intergovernmental panel on climate change, 2001. *HAL open science*.
<https://hal.science/hal-03333974>
- Qualls, R. G., & Haines, B. L. (1991). Geochemistry of dissolved organic nutrients in water percolating through a forest ecosystem. *Soil Science Society of America Journal*, 55, 1112-1123. <https://doi.org/10.2136/sssaj1991.03615995005500040036x>
- Qualls, R. G., & Richardson, C. J. (2003). Factors controlling concentration, export, and decomposition of dissolved organic nutrients in the Everglades of Florida. *Biogeochemistry*, 62, 197-229.
- Rasse, D. P., Rumpel, C., & Dignac, M-F. (2005). Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilization. *Plant and Soil*, 269, 341-356.
doi 10.1007/s11104-004-0907-y
- Raymond, P. A., & Bauer, J. E. (2001). Riverine export of aged terrestrial organic matter to the North Atlantic Ocean. *Nature*, 409, 497-500. doi:10.1038/35054034
- Regnier, P., Friedlingstein, P., Ciais, P., Mackenzie, F. T., Gruber, N., Janssens, I. A., Laruelle, G. G., Lauerwald, R., Luyssaert, S., Andersson, A. J., Arndt, S., Arnosti, C., Borges, A. V., Dale, A. W., Galleo-Sala, A., Godd  ris, Y., Goossens, N., Hartmann, J., Heinze, C., ... Thullner, M. (2013). Anthropogenic perturbation of the carbon fluxes from land to ocean. *Nature Geoscience*. doi: 10.1038/NGEO1830
- Regnier, P., Resplandry, L., Najjar, R. G., & Ciais, P. (2022). The land-to-ocean loops of the global carbon cycle. *Nature*, 603. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-04339-9>
- Riley, W. J., Maggi, F., Kleber, M., Torn, M. s., Tang, J. Y., Dwivedi, D., & Guerry, N. (2014). Long residence times of rapidly decomposable soil organic matter: Application of a multi-phase, multi-component, and vertically resolved model (BAMS1) to soil carbon dynamics. *Geoscientific Model Development*, 7, 1335-1355. doi:10.5194/gmd-7-1335-2014

- Schlesinger, W. H., & Melack, J. M. (1981). Transport of organic carbon in the world's rivers. *Tellus*, 33, 172-87. DOI: 10.3402/tellusa.v33i2.10706
- Schöning, I. & Kögel-Knabner, I. (2006). Chemical composition of young and old carbon pools throughout cambisol and luvisol profiles under forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(8), 2411-2424. DOI:10.1016/j.soilbio.2006.03.005
- Smolander, A., & Kitunen, V. (2002). Soil microbial activities and characteristics of dissolved organic C and N in relation to tree species. *Soil biology & Biogeochemistry*, 34, 651-660. doi:10.1016/S0038-0717(01)00227-9
- Tank, S. E., Fellman, J. B., Hood, E., & Kritzberg, E. S. (2018). Beyond respiration: Controls on lateral carbon fluxes across the terrestrial-aquatic interface. *Limnology and Oceanography Letters*, 3, 76-88. doi:10.1002/lol2.10065
- Tockner, K., & Stanford, J. A. (2002). Riverine flood plains: Present state and future trends. *Environmental Conservation*, 29(3), 308-330. doi: <https://doi.org/10.1017/S037689290200022X>
- Webb, J. R., Santos, I. R., Maher, D. T., Macdonald, B., Robson, B., Isaac, P., & McHugh, I. (2018). Terrestrial versus aquatic carbon fluxes in a subtropical agricultural floodplain over an annual cycle. *Agricultural and forest meteorology*. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.06.015>
- Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobbey, E., Lang, B., Lützow, M., Marín-Spiotta, E., Wesemael, B., Rabot, E., Lieb, M., Garcia-Franco, N., Wollschläger, U., Vogel, H. J., & Kögel-Knabner, I. (2019). Soil organic carbon storage as a key function in soils – A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma*, 333, 149-162. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026>
- Williams, C. J., Yamashita, Y., Wilson, H. F., Jaffé, R., & Xonopoulos, 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. doi: 10.4319/lo.2010.55.3.1159
- Zimmerman, M., Leifeld, J., Schmidt, M. W. I., Smith, P., & Fuhrer J. (2006). Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model. *European Journal of Soil Sciences*. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00855.x>

Chapitre 3

Characterizing carbon lateral transfer at the soil-water interface in Lake Saint-Pierre Floodplain (Quebec, Canada)

Manuscrit en préparation pour le Journal of Geography Research (JGR)

Jessika Malko^{1,2*}, Vincent Maire^{1,2,3} and François Guillemette^{1,2}.

¹ Département des sciences de l'environnement, Université du Québec à Trois-Rivières (UQTR), Québec, Canada

² Centre de Recherche sur les interactions Bassins Versants – Écosystèmes aquatiques

³ Carbonique, Université du Québec à Montréal, Canada

* Corresponding author: Jessika.Malko@uqtr.ca

Author contributions

The research idea was initially proposed by François Guillemette and Vincent Maire, who also provided conceptual guidance, offered input on statistical analyses, and reviewed the manuscript. Jessika Malko developed the detailed study design, including methodological approach and construction of field collectors, led all field sampling campaigns, conducted laboratory analyses and instrumental measurements, performed the data analysis in RStudio, interpreted results, and wrote the manuscript.

Abstract

Carbon transfer along the terrestrial-aquatic continuum represents a significant and increasingly recognized flux, yet these transfers remain inferred from modeling efforts rather than direct measurements. Regional-scale field studies are critically needed to ground these estimates and resolve the mechanisms and pathways linking land and freshwater ecosystems. Floodplains embody the transitional nature of the terrestrial-aquatic carbon continuum, where carbon transformation and export are mediated by fluctuating water tables, redox gradients, and land use pressures. Here, we characterized dissolved carbon pools (DOC, DIC, and DOM) and microbial metabolism in soil pore water collected using zero-tension lysimeters along transects spanning three land uses in the Lake Saint-Pierre floodplain (Québec, Canada). Overall, land use emerged as the dominant driver of DOC concentrations and DOM composition along the flowpath. Forests exhibited DOC concentrations twice those of other land uses alongside chemically complex, lignin-rich DOM consistent with woody vegetation inputs; croplands showed simpler, more microbially influenced pools associated with tillage disturbance; and meadows displayed relatively uniform composition more closely resembling croplands than an intermediate land use, contrary to expectation. Depth-related increases in DOC and DIC were explained by reduced hydraulic potential and limited flushing in deeper soils, and redox-induced CO₂ trapping under saturated conditions. While soil dissolved organic pools showed little variation along the horizontal axis, inferred lateral carbon transfers to streams were dominated by shallow subsurface flow paths. Together, these findings depict floodplain soils as vertically structured yet laterally coherent systems, where land-use-shaped hydrology mediates both in-soil carbon transformation and export to inland waters.

Keywords: carbon, terrestrial-aquatic continuum, lateral transfer, floodplain, pore water, land use, dissolved organic matter, microbial metabolism

3.1 Introduction

After oceans, soils are the largest carbon reservoir and can sequester carbon for millennia through the accumulation of organic matter derived from plant and microbial biomass (Lal, 2008; He et al., 2016; Liang et al., 2019). Soil carbon accumulation depends on the stabilization of this organic matter through soil structure, including adsorption to mineral surfaces and aggregate formation, which can temporarily protect it from degradation and leaching, though this protection may be reversed (Lehmann & Kleber 2015, Basile-Doelesch et al., 2020; Gross & Harrison, 2019). These carbon storage processes are highly sensitive to soil disturbances, particularly those of anthropogenic origin. Intense and disruptive land-use changes, especially the conversion of natural landscapes to agricultural use, accelerate carbon loss from terrestrial ecosystems through surface runoff, soil erosion, and subsequent transfer to aquatic systems (IPCC, 2021; GCP, 2024). Initially estimated at 1.9 Pg C yr^{-1} (Cole et al., 2007), these carbon transfers have since been revised upward of 5.1 Pg C yr^{-1} (Drake et al., 2018), although even this more recent estimate might fall short of capturing the full extent of the terrestrial-aquatic transfer (Tank et al., 2018). Of this estimate, approximately half is assumed to be released back into the atmosphere during riverine transit (IPCC AR6, 2021), up to 1.6 Pg C yr^{-1} is sequestered in floodplains and only $\sim 0.8\text{-}0.95 \text{ Pg C yr}^{-1}$ ultimately reaches oceans (Regnier et al., 2013; Drake et al., 2018). Nearly two decades after the groundwork for estimating terrestrial carbon fluxes to aquatic systems was first established, the transfer at the terrestrial-aquatic interface remains poorly constrained and needs regional-scale research to improve global model precision (Regnier et al., 2013; Butman et al., 2016; Nakhavali et al., 2018; Tank et al., 2018).

Poised between land and water, floodplain ecosystems embody the critical interface where such regional-scale research can provide key insights into soil-water carbon transfer. Floodplains play key ecological roles in carbon processing by retaining nutrients and sediments, and mediating dissolved organic carbon turnover through hydrologically-driven microbial activity (Gordon et al., 2020; Argiroff et al., 2016). Transformed aquatic dissolved organic carbon (DOC) adsorbs more readily onto mineral surfaces (Groeneveld et al., 2020), enhancing retention within floodplain soils. While episodic flooding events have long been recognized as important drivers for terrestrial carbon export (e.g., Junk et al., 1989), emerging evidence suggests that significant transfers persist under base-flow conditions (Fasching et al., 2015). In floodplains, dynamic water table drives large

fluctuations in the vadose and saturated zones, creating redox gradients that regulate microbial activity and soil organic carbon storage (Védère et al., 2022; Tank et al., 2018). Periodic anoxia slows organic carbon decomposition, while re-oxidation mobilizes dissolved carbon pools into pore water (Sao et al., 2023). Such redox cycling has been shown to influence the composition and mobility of DOC and other carbon pools by controlling electron acceptor availability and microbial metabolic pathways (Yabusaki et al., 2017), resulting in heterogeneous solubility and carbon transfer across floodplain soils.

According to a global assessment on human floodplain alteration (Rajib et al., 2023), these ecosystems experienced greater land use change than non-floodplain areas over a 27-year analysis period (1992-2019). In this study, it is estimated that approximately 40% of global floodplain surface area has been converted to human-dominated land uses, with about 75% of this transformation resulting from agricultural expansion. Agriculture-derived degradation results from compromising the integrity of soil structure through tilling, compaction and drainage, as well as through the application of agrochemicals and fertilizers (Haddaway et al., 2017; Frene et al., 2024; Tilman et al., 2002). Significant erosion is associated with this intensive land use due to the prevalence of bare soils and lack of well-established permanent vegetation (Campeau et al., 2024; Montgomery, 2007). Sediment inputs from upstream erosion can modify soil structure and microbial habitats in floodplains, while also enhancing the production, mobilization, and lateral transport of dissolved inorganic carbon (DIC). A study in an Australian floodplain system quantified lateral exports of DIC, alongside DOC and particulate carbon, and found DIC export to be a major component, highlighting the relevance of inorganic carbon pools in floodplain carbon budgets (Webb et al., 2018). Atkins et al. (2017) further demonstrated that DIC and DOC export in a river network is strongly controlled by hydrological drivers, with DIC export approximately three times greater than DOC. While these studies provide insight into carbon flux based on runoff, groundwater and drainage network measurements, the role of pore water in lateral carbon transfer within floodplain soils remains poorly understood. Given their high ecological value, susceptibility to human pressures, and their hydrological connectivity, floodplain ecosystems provide an ideal local-scale system to study terrestrial carbon lateral transfer at the soil-water interface.

In this study, we characterized laterally transferred carbon from the soil to the aquatic compartment during base flow conditions in temperate Lake Saint-Pierre (Quebec, Canada)

floodplain. Zero-tension lysimeters were deployed immediately following field access, once floodwaters had receded sufficiently to allow sowing operations to be completed. These samplers were positioned along transects arranged orthogonally to the adjacent stream, capturing pore water both vertically and horizontally within the soil profile. Our first objective was to quantify dissolved carbon pools (DOC, DIC), characterize dissolved organic matter (DOM) composition, and assess microbial metabolism, with the aim of gaining insight into early stages of carbon transfer and transformation at the soil-water interface, prior to export to inland waters. We expected that DOC concentration and DOM composition would vary along the floodplain spatial gradient, exhibiting characteristics consistent with greater processing in deeper soils and closer proximity to streams. Our second objective was to evaluate the effect of land use on carbon pools and microbial metabolism within soils along the transect. We hypothesized that forested sites would contain more humified and aromatic DOM than meadow or cropland sites, and that intensively tilled soils would exhibit lower carbon stocks and chemically simpler, microbially influenced DOM relative to less disturbed land uses. Our last objective was to use the carbon pools' characteristics to reconstruct hydrological flow paths and preferential carbon transfer pathways within floodplain soils, and to identify potential hotspots of DOM transformation.

3.2 Materials and Methods

3.2.1. Study site

Lake Saint-Pierre (LSP) is a fluvial lake formed by the enlargement of the Saint-Lawrence River and constitutes Quebec's largest freshwater wetland. It spans approximately 30 km in length and 13 km in width, with a surface area estimated between ~300 to 330 km² (Cattaneo et al., 2013; Massicotte & Jean-Jacques, 2012). Approximately 70% of LSP waters originate from Lake Ontario discharge flowing through the main channel while near-shore waters are supplied by eleven tributaries (MDDEFP, 2013). These tributaries exhibit distinct physicochemical properties, resulting in water masses that do not readily mix. Situated within the relatively flat topography of the Saint-Lawrence Lowlands, LSP is shallow with a mean depth of approximately 3 m. Its landscape has been recognised as a UNESCO Biosphere Reserve since 2000, and its floodplain was designated as a RAMSAR wetland of international importance in 1998. This biodiverse hotspot provides habitat for numerous aquatic, terrestrial, and amphibious species of plants and animals, including many with conservation status (MDDEFP, 2013). Spring flooding varies interannually and is primarily driven by the interaction of snowmelt and spring precipitation. For the purpose of this study, the floodplain is delineated using the 0-2 year flood frequency zone, which inundates approximately 210-280 km², with water levels typically rising 1-2 m and persisting for 3-5 weeks from late April to May (Dauphin & Jobin, 2016; Watson et al., 2024; MDDEFP, 2013). Formed through inherited marine clay sediment deposition from the Champlain Sea 12 000 years ago, today the floodplain accumulates both organic-rich sediments derived from watershed runoff and overbank flood deposition. Despite this dynamic flooding regime, the fertile littoral soils have been exploited for agriculture for centuries. Based on 1997 aerial photography, land use within the LSP floodplain was estimated in 2016 to consist primarily of intensive croplands (33%), wetland forests (33%), and open floodplain meadows (10%) (Dauphin & Jobin, 2016).

This study focused on the Baie-du-Febvre (BDF) subregion, located on the south shore of LSP (Fig. 3.1a), to minimize environmental heterogeneity affecting soil pore water flow and, consequently, dissolved carbon transport. The nearby Nicolet weather station (<6 km) reports a mean annual precipitation of ~955 mm over the past 15 years (ECCC, 2025). Surface hydrology consists of small local streams, augmented by agricultural runoff and upstream drainage, while

spring flooding inundates the region through overflow from the Saint-François River (~15 km west). In this region, soils are relatively homogeneous, characterized as stagnic gleysoil (see Campeau et al., 2024 for a complete soil characterization), and a permanent piezometer located 3.6 km west of sampling site FO1 recorded a mean groundwater table elevation of 6.81 m from May to October 2024 (Fig. 3.1b). The Baie-du-Febvre floodplain was heavily altered in the 1980s to enhance agriculture and wildlife habitat (Mingelbier & Douguet, 1999), building on earlier drainage and stream alterations. Hydrological regulation through drainage channels, levees, and pumping stations now diverts water back into Lake Saint-Pierre, shaping the distribution of soil moisture and water flow. As a result, the BDF sector is fragmented into small, largely single-use patches: floodplain forests remain along the lakeshore where drainage is impractical; cultivated fields occupy slightly higher, better-drained soils farther from the lake (Supplementary Table S1); and floodplain prairies persist mainly in the eastern sector under long-term landowner stewardship.

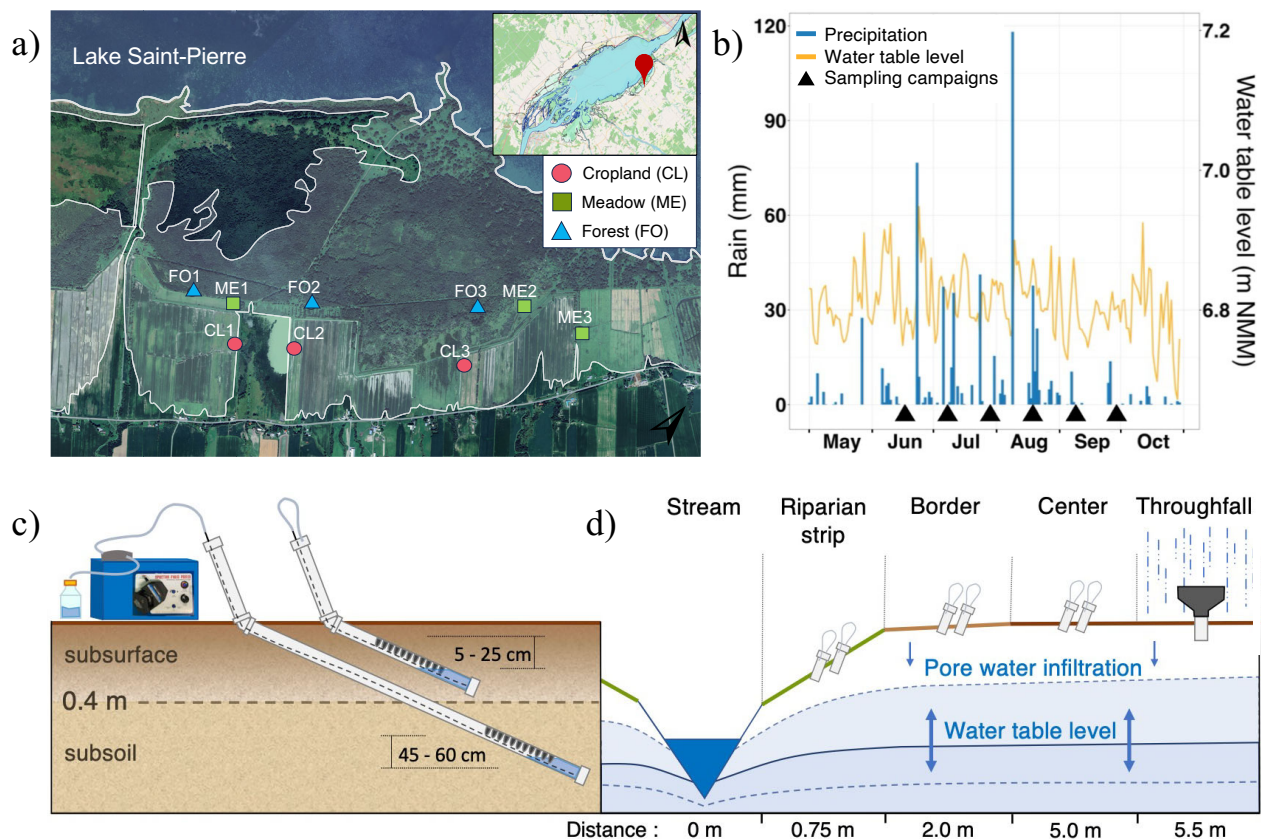


Figure 3.1. Overview of the study site and sampling design.

a) Study site location and sampling points in the Baie-du-Febvre region, Quebec, Canada, with the blue overlay representing the lake boundary and the white overlay indicating the recurring 0-2 year flood zone. **b)** Summary of precipitation (blue bars), soil water table levels (yellow line), and sampling campaigns (black triangles) over the 2024 growing season. The highest precipitation event resulted from the remnants

of Hurricane Debby. **c)** Conceptual diagram of lysimeters installation depths. **d)** Soil-water interface transect showing samples collection positions.

3.2.2. Transect design specifics

This region's highly altered floodplain allowed the selection of sites that were hydrologically independent under typical growing-season conditions; during this period, streams were essentially standing water except during heavy rainfall events. Three replicate sites were established for each land use across the Baie-du-Febvre region, with efforts made to maintain similar latitude and elevation among sites. The land uses included croplands, comprising soybean (CL1), maize (CL2), and sudangrass-based forage mixture (CL3); floodplain meadows (ME), including two unmanaged plots (ME1-ME2) and one harvested twice a year (ME3); and unmanaged floodplain forests (FO), composed mainly of silver maple (*Acer saccharinum*) and black ash (*Fraxinus nigra*). At each site, a transect perpendicular to the stream was established, along which soil pore water was collected at three distances from the water: at the riparian strip, the border, and the center of the site (Fig. 3.1d). The center position was defined as uninterrupted vegetation representative of the target land use within ~3 m radius to preserve the land-use signal while maintaining hydrological connectivity with the adjacent position, the border, which marked the transition to the riparian strip. Establishing sampling positions in croplands was straightforward due to the clearly delineated fields, whereas in forested sites, placement was guided by understory vegetation. The center position was established where *Onoclea sensibilis* fern dominated, the border was characterized by a mixture of wetland-tolerant herbaceous species including *Impatiens capensis* and *Urtica dioica*, and riparian strip lysimeters were installed approximately 0.75 m from the water. In meadows, all positions were distance-based (Fig. 3.1d), as this land use exhibited a homogeneous plant community structure along the transect.

3.2.3. Lysimeter and collector deployment

Soil pore water was collected using custom-designed zero-tension lysimeters (Fig. 3.1c) installed at two different depths: 5-25 cm, representing the biologically active subsurface layer most influenced by land use practices such as tilling, and 45-60 cm, representing the subsoil layer where structural and chemical properties were relatively uniform across land uses (Campeau et al., 2024). Inserted at a 24° angle, these lysimeters captured gravitational water, including excess dissolved

carbon likely to be transferred to aquatic systems. A manual 2-inch auger was used to pre-drill the soil, allowing insertion with minimal compaction and preserving natural soil structure.

Throughfall collectors were installed near center lysimeters, 15 cm above the ground, to capture phyllosphere-enriched rainfall inputs and provide a baseline for comparison prior to soil biogeochemical processing. Stream samples were collected from the bank and represent the endpoint of lateral carbon transfer.

3.2.4. Sampling

Lysimeter installation began on May 30, after fields were sown, and lasted a week and a half. Six sampling campaigns were conducted at three-week intervals from June 17 through the end of September (Fig. 3.1b). Apart from the maximum capacity imposed by the lysimeter design, precipitation largely controlled the volume of water collected during each campaign, including an extreme event associated with the remnants of Hurricane Debby, which delivered 118.1 mm of precipitation in a single day (August 9). Of the 432 possible samples, we carried out 397 DOC and 393 DOM analyses, corresponding to 9% missing data. Most missing samples occurred during the first campaign (22 of 72, or 63% of all missing samples), likely reflecting both low rainfall (11.0-29.2 mm, depending on the installation date) and the shorter collection period prior to sampling. Given their greater analytical demands, bacterial metabolism analyses were conducted during selected sampling campaigns (1, 2, 4, and 6), producing 239 and 214 samples for bacterial production and respiration, respectively.

Water was collected using a Spectra III field pump via access tubes left inside the lysimeters into 125 mL polycarbonate bottles, stored at 4°C overnight, and filtered the following day. Specifically, dissolved carbon and DOM water samples were filtered using previously combusted (500°C for 4 h) GF/F filters while bacterial metabolism samples were filtered using muffled GF/D filters. All filtered samples were stored at 4°C in sterilized amber vials (HCL acid-washed, ultrapure water rinsed and combusted) until analysis.

Carbon and DOM analyses

DOC and DIC concentrations were measured by persulfate oxidation and acidification, respectively, using a portable M9 TOC analyzer (Sievers, SUEZ). Calibration curves included six standard points for DOC (250 ppb, 1, 5, 10, 25, and 50 ppm) and a single-point for DIC (10 ppm). Samples were run in duplicates, with a replicate acceptance threshold of SD <10%. Optical analyses were conducted using a Duetta spectrofluorometer (Horiba). Excitation and emission spectra were recorded over ranges of 250–800 nm (4 nm step) and 300–600 nm (2 nm step), respectively, and absorbance spectra were simultaneously recorded over a range of 250–800 nm. During measurement, blank subtraction (Lakowicz, 2006), inner-filter effect correction (Ohno, 2002; Kubista et al., 1994), and Rayleigh scatter removal (Stedmon & Bro, 2008) were applied. Raman peak normalization (Stedmon & Bro, 2008) was performed in MATLAB (R2024b) prior to parallel factor analysis (PARAFAC).

The intensity of organic matter absorption and emission provides insight into sample composition and potential sources. We derived the humification index (HIX), indicating the relative proportion of humic substances based on molecular chain length (Zsolnay et al., 1999); the freshness index ($\beta:\alpha$ ratio), reflecting the proportion of freshly produced DOM (Parlanti et al., 2000); and the fluorescence index (FI), estimating the relative contribution of plant- or soil-derived DOM versus microbial-derived material (McKnight et al., 2001). Using the absorbance spectra, we derived the specific ultraviolet absorbance at 254 nm (SUVA₂₅₄), indicating aromaticity associated with aromatic ring structures (Weishaar et al., 2003; Ohno et al., 2002); and the spectral ratio (S_R), indicating relative molecular weight (Helms et al., 2008).

Parallel factor (PARAFAC) analysis was applied to decompose 3-D fluorescence excitation-emission matrices (EEMs) and distinguish fluorescent groups within samples. Using the drEEM package in MATLAB following Murphy et al. (2013), PARAFAC modeling of 344 samples identified five distinct components (Supplementary Fig. S1). Correspondences with known fluorophores were identified using the OpenFluor database (Murphy et al., 2014), and component contributions—expressed as the relative fraction of total fluorescence—were used to evaluate DOM composition in each sample. Components C1 through C4 were identified as humic-like, and C5 as protein-like, based on their excitation/emission maxima. The dominant component, C1 (Ex/Em 312/414 nm), was associated with microbial-like sources. Component C2 (Ex/Em

264/496 nm) corresponded to highly refractory, terrestrially derived humic-like substances, matching peaks A and C described in literature. Component C3 (Ex/Em <250/444 nm), corresponding to peak A, was interpreted as lignin-derived based on its high relative abundance in forested land-use samples within this study (Supplementary Fig. S2). Humic component C4 (Ex/Em 360/434 nm, with a secondary peak at 260/434 nm) did not have a clear match in the OpenFluor database at the time of analysis and may represent a heterogeneous mixture of fulvic- and humic- acid-like fluorophores. Its spectral characteristics could have been influenced by microbial processing or mineral associations with the floodplain's fine-textured soils (Nakaya et al., 2025; Groeneveld et al., 2022). Finally, protein-like component C5 (Ex/Em 276/316 nm) exhibited a peak emission between tryptophan and tyrosine regions, aligning more closely with tyrosine.

Bacterial metabolism analysis

Bacterial metabolism was assessed through measurements of productivity, respiration, and growth efficiency. Bacterial productivity (BP) was estimated using tritiated leucine incorporation, a proxy for carbon assimilation into biomass (Kirchman et al., 1985). Briefly, this method involves incubating filtered water samples with a leucine-enriched substrate for one hour. Incubations were terminated with trichloroacetic acid (TCA), after which bacterial biomass was pelleted and rinsed twice with ethanol before the addition of scintillation cocktail. Radioactivity was measured using a Hidex 300 SL counter and corrected for detector efficiency. Bacterial respiration (BR) was determined by monitoring oxygen consumption over five days using a PreSens optical sensor (Warkentin et al., 2007). Oxygen consumption rates were converted to bacterial carbon respiration assuming a respiratory quotient of 1 and expressed as $\mu\text{g C L}^{-1} \text{ day}^{-1}$. Together, these two bacterial components were used to calculate bacterial growth efficiency (BGE), the fraction of carbon incorporation relative to that respired, using the following formula:

$$\text{BGE} = \frac{\text{BP}}{\text{BP} + \text{BR}} * 100$$

3.2.5. Data analysis

Graphical trend assessment

To complement the modeling, we conducted a graphical analysis to explore patterns in DOC, DIC, DOM composition, spectral indices, and microbial metabolism. Using observed measurements and calculated values, boxplots were generated for each response variable, grouped by Position, Land use, and Depth, to assess the distribution, tendency, and variability of lateral transfer along the transect and for different land uses. This approach allowed us to identify potential gradients and shifts, providing an intuitive overview of how carbon pools and microbial activity varied spatially across the system. Post-hoc pairwise comparisons using Sidak-adjusted letters, derived from the best-supported model, were added to the plots to indicate statistically significant differences among soil Positions and among Land use within each position.

Modeling the soil compartment

To explore how predictors (Position, Depth, Land use, Time, and Station) influenced the lateral transfer of response variables through the soil compartment, generalized linear mixed models were fit in R (Posit team, 2024; v. 2024.12.0+467) using the glmmTMB package (Brooks et al., 2017) to account for random effects associated with the sampling design. Response variables with low missingness (DOC, DIC, DOM component proportions, and spectral indices) were included in the models and subjected to stepwise imputations, whereas bacterial variables (BP, BR, BGE) were excluded due to higher missingness (~50%). Imputations were conducted using the Amelia package (Honaker et al., 2011), specifically designed for time series data, and were run for 1000 iterations, with the algorithm typically converging after three attempts per iteration. Response variables were transformed to meet model assumptions: compositional variables (C1:C5 %) were centered log-ratio (CLR) transformed, while other variables were log- or square-root- transformed as appropriate. A total of 48 model variants were generated by systematically varying the predictor structure to explore how different specifications influenced model performance. Variations included treating Time as either a fixed or random effect to account for temporal autocorrelation, nesting Site within Land use as a random effect to capture hierarchical spatial structure, and adding an interaction term between Land use and either Depth or Position to test whether the effect of land use depended on vertical or horizontal axes within the soil compartment. We employed a

rank-aggregation approach to determine the best-supported model based on the lowest mean corrected Akaike Information Criterion (AICc; calculated using the MuMIn package; Bartoń, 2023), across all response variables, in order to ensure that the selected model was robust to the varying distributions of different biogeochemical parameters. Marginal and conditional R^2 were computed for each variable to assess the model's performance (Performance package, v. 0.12.4; Lüdecke et al., 2021). Predictors in the selected model were evaluated using likelihood ratio tests (LRTs), comparing nested models with and without each term. The contribution of each fixed effect to the model's explained variance was assessed using a drop-one approach, in which each predictor was sequentially removed from the full model, and the resulting change in marginal R^2 was used to quantify its influence. The proportion of variance attributable to the random effect was assessed using the intraclass correlation coefficient (ICC).

Modeling hydrological connectivity and stream source

To reconstruct the lateral transfer pathways, we used DOC, DIC, and DOM to quantify spatial similarity/dissimilarity along the transect using Euclidean distances in multivariate space. Analyses were conducted on the imputed and transformed dataset prepared as described above. For each land-use type, observations replicated across Time and Station were averaged by sampling points defined by the Position-Depth combination and scaled prior to analysis. Euclidean distances between adjacent points were then calculated to infer preferential hydrological flowpaths through the soil compartment and to identify DOM transformation hotspots from throughfall, across soil profiles along the transect, and into the stream.

This inferred flowpath provided a framework for assessing riparian soil profile contributions to the stream's carbon pool. We quantified the contribution of riparian soil profiles to DOC, DIC, and DOM using a mixed-effects modeling approach. Generalized linear mixed models were fitted for each response variable, accounting for the random effect of sampling stations. Adjusted means were extracted for stream and riparian profiles (subsurface and subsoil), and pairwise contrasts were calculated using Cohen's d and associated p-values. Cohen's d provides a standardized measure of the magnitude of differences between pairs, while the p-value indicates whether the differences are statistically meaningful. Together, these metrics were used to infer which riparian soil profile contributed most to stream carbon and by how much.

3.3 Results

3.3.1. Transect-based spatial patterns in biogeochemistry

Overall, land use was the most influential predictor of spatial patterns along the flowpath, followed closely by transect position, while depth emerged as a significant predictor for a limited number of variables. DOC concentrations varied significantly between the center and border positions (Fig. 3.2a), with differences appearing to reflect variations across depth. For each soil compartment position, DOC concentrations in forested land use were significantly higher than in croplands and meadows, with average values approximately twofold greater (27.0 mg L⁻¹ compared to 13.1 and 12.1 mg L⁻¹, respectively). In forested streams, DOC was lower than in adjacent soils, whereas croplands and meadows showed comparable stream-soil concentrations. Visual inspection further revealed a decoupling between subsurface and subsoil DOC values at forested border sites. Consistent with model results (Table 3.1), land use was the primary predictor explaining DOC variation across the transect.

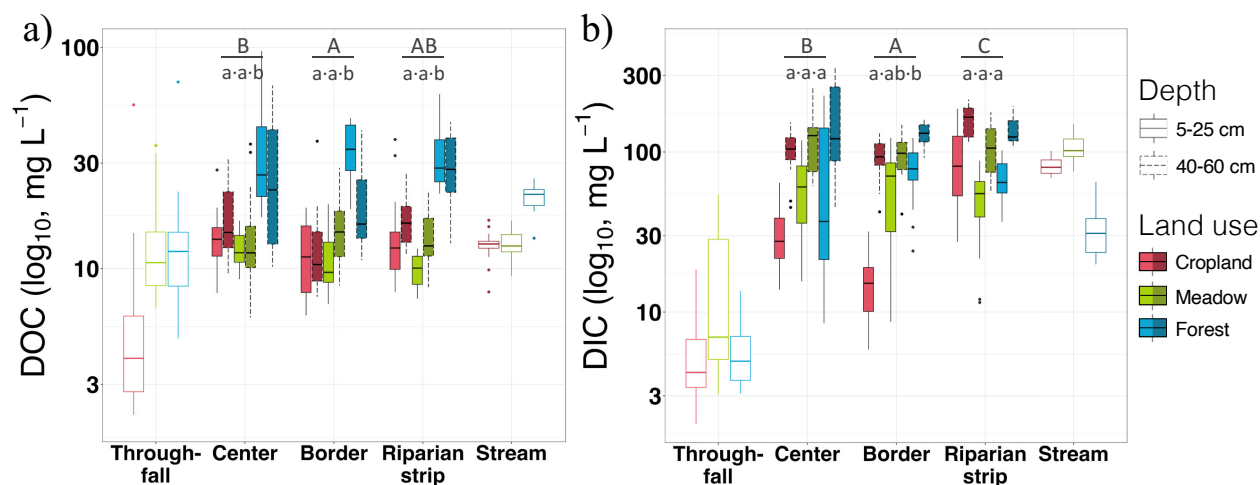


Figure 3.2. Dissolved carbon concentrations along the soil-water interface.

a) Dissolved organic carbon (DOC) and **b)** dissolved inorganic carbon (DIC) concentrations (mg L⁻¹) are shown along transect positions for three floodplain land uses. Within the soil compartment, Sidak-adjusted pairwise comparisons were conducted, and compact letter displays were generated where uppercase letters indicate differences between positions, and lowercase letters indicate differences among land uses within each position (cropland, meadows, and forests).

DIC concentrations varied significantly across all transect positions, with variability greatest at the center position, as indicated by the wider interquartile range in the boxplots (Fig. 3.2b). Examining land use effects, tilled subsurface cropland soils at the center and border

positions displayed notably lower DIC concentrations, despite the difference at the center not reaching statistical significance. In streams, DIC concentrations in croplands and meadows were comparable to those of soil pore water ($\sim 91.1 \text{ mg L}^{-1}$ compared to $\sim 76.6 \text{ mg L}^{-1}$, on average), whereas in forested sites, stream concentrations ($\sim 31.0 \text{ mg L}^{-1}$) were about one-third of soil values ($\sim 98.5 \text{ mg L}^{-1}$), reflecting the pattern observed for DOC. Unlike DOC, depth was the main driver of DIC concentrations, with subsoils values approximately twice those of subsurface soils.

Among the spectral indices, HIX and SUVA_{254} showed the strongest trends, while results for the remaining indices are presented in Supplementary Figure S3. The humification index (HIX; Fig. 3.3a) at the riparian border differed significantly from other soil positions along the transect, with the greatest variability observed at the center and border positions. Overall, soil pore water exhibited an intermediate to highly humified DOM signature, with high HIX values ranging from 6 to 12. Among land uses, HIX differed significantly only for cropland subsurface soils at the border position, which had values around 2.5; however, lower HIX values are also visually apparent for tilled cropland and forest subsurface soils at the center position. This pattern coincides with lower DIC concentrations and suggests fresher, less decomposed organic matter, as supported by the freshness index ($\beta:\alpha$; Fig. S2b). Streams, receiving soil inputs, exhibited higher humification (HIX ~ 7) compared with throughfall (HIX ~ 2).

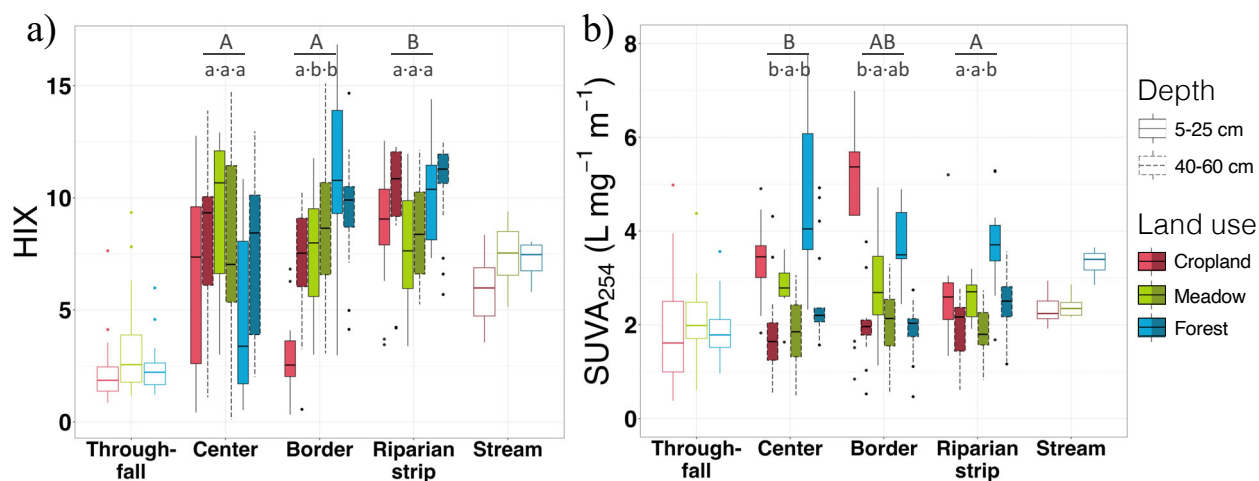


Figure 3.3. Patterns of DOM humification and aromaticity along the soil-water interface.

a) The humification index (HIX) reflect the lability of dissolved organic matter (DOM), with higher humic content, molecular complexity, and size, corresponding to more highly humified material. Values below 4 suggest fresher, more labile DOM, and values above 7-10 suggest highly humified material. **b)** The specific ultraviolet absorbance at 254 nm (SUVA_{254}) reflects DOM aromaticity, where values below $2 \text{ L mg}^{-1} \text{ m}^{-1}$ suggest fresh, aliphatic, possibly microbially derived DOM, and values above $4 \text{ L mg}^{-1} \text{ m}^{-1}$ indicate highly

aromatic, terrestrially derived humic-rich DOM. Within the soil compartment, Sidak-adjusted pairwise comparisons were conducted, and compact letter displays were generated where uppercase letters indicate differences between positions, and lowercase letters indicate differences among land uses at each position (cropland, meadows, and forests).

SUVA₂₅₄ results (Fig. 3.3b) indicate that the border position exhibited intermediate aromaticity between the significantly contrasting center and riparian positions. Overall, forested soils were more aromatic than croplands and meadows. In meadows and forests, position-related aromaticity remained generally stable in subsurface soils; however, tilled croplands again deviated from the general flowpath trend, showing a more aromatic signature with values ranging from ~3.5 to 5.5, among the highest observed. Along the flowpath, depth effects were also evident, with deeper subsoils exhibiting the lowest aromaticity values (~1.5-2.5), intermediate between those of throughfall and streams. In contrast to DOC and DIC, forest stream water was more aromatic than adjacent soil, although aromaticity remained within the moderate range (SUVA₂₅₄ ~2-4).

Components C1 and C2 showed no significant trend across positions, whereas components C3, C4, and C5 exhibited statistical differences along the flowpath (Fig. 3.4a-e). These differences were largely driven by the trends in tilled soils (C3, C5%), center subsurface forest soils (C5%), and the increasing depth-related variation observed in soils closer to streams (C4%). Land-use effects on humic-like component composition were primarily associated with forests, whereas variation in the protein-like component C5 was most pronounced in croplands (Fig. 3.4e). Forested sites were characterized by high C3 contributions (~20-60% of total fluorescence; Fig. 3.4c), while tilled cropland soils exhibited lower C3 contributions but proportionately higher abundances of component C5. Within the aquatic compartment, stream waters were enriched in the humic-like component C3 relative to throughfall (~25-35% vs. ~0-15% of total fluorescence) and depleted in the protein-like component C5 (~10-15% vs. ~20-45%).

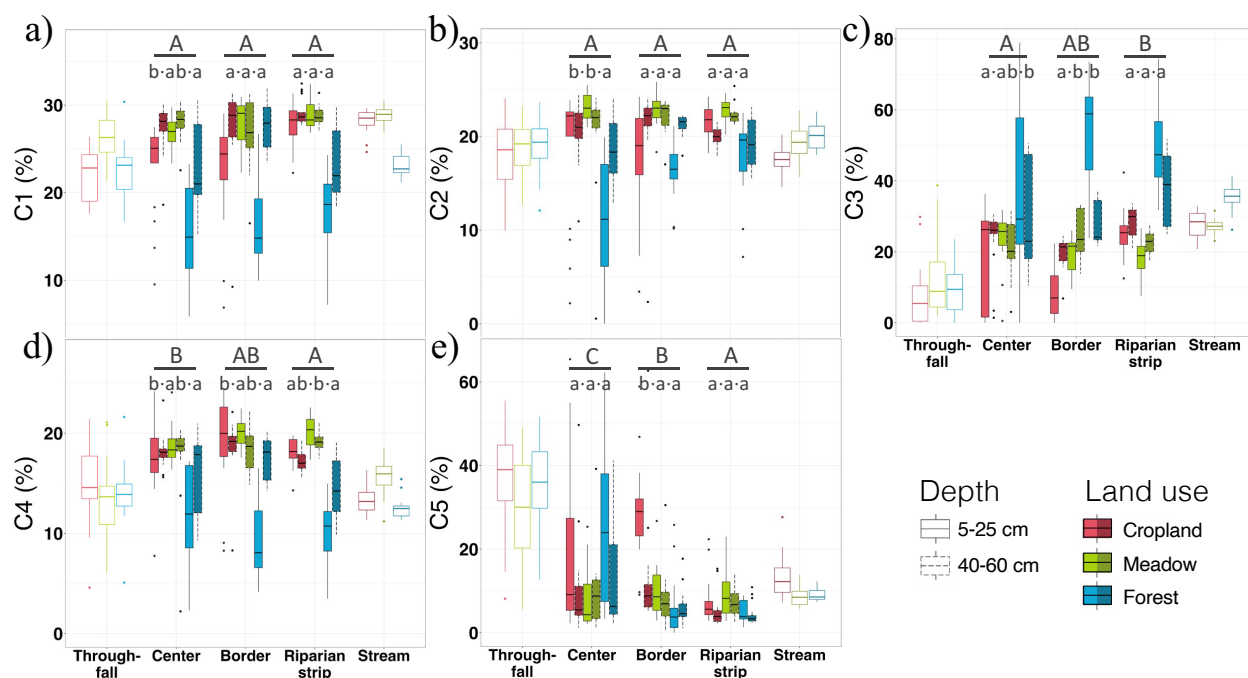


Figure 3.4. Relative contribution of PARAFAC-derived DOM components along the soil-water interface. PARAFAC modeling was used to determine the relative contribution (%) of each dissolved organic matter (DOM) component within samples across the transect. Components were characterized as follows: **a)** C1, microbial-derived humic-like; **b)** C2, a mixture of terrestrially derived humic-like components; **c)** C3, terrestrially derived humic-like, of lignin-like origin; **d)** C4, an unresolved component resembling an altered mixture of humic- and fulvic-like substances; and **e)** C5, a protein-like fluorophore resembling tyrosine. Within the soil compartment, Sidak-adjusted pairwise comparisons were conducted, and compact letter displays were generated where uppercase letters indicate differences between positions, and lowercase letters indicate differences among land uses at each position (cropland, meadows, and forests).

Bacterial metabolism, measured as bacterial production (BP; Fig. 3.5a) and bacterial respiration (BR; Fig. 3.5b), was not significantly influenced by transect position or land use. Visual inspection nevertheless revealed variable patterns in productivity rates that differed among land uses and soil depths; notably, meadows exhibited relatively stable rates along the flowpath regardless of depth, whereas forest soils displayed both increasing and decreasing rates in subsurface and deeper soils, respectively. It should be noted that deeper forest soils were subjected to higher soil moisture and pore water saturation, which may have influenced observed productivity rates. With respect to respiration rates, visual trends suggest a general decrease along the flowpath across most land uses and depths, with the exception of meadow subsoils, which showed a slight increase.

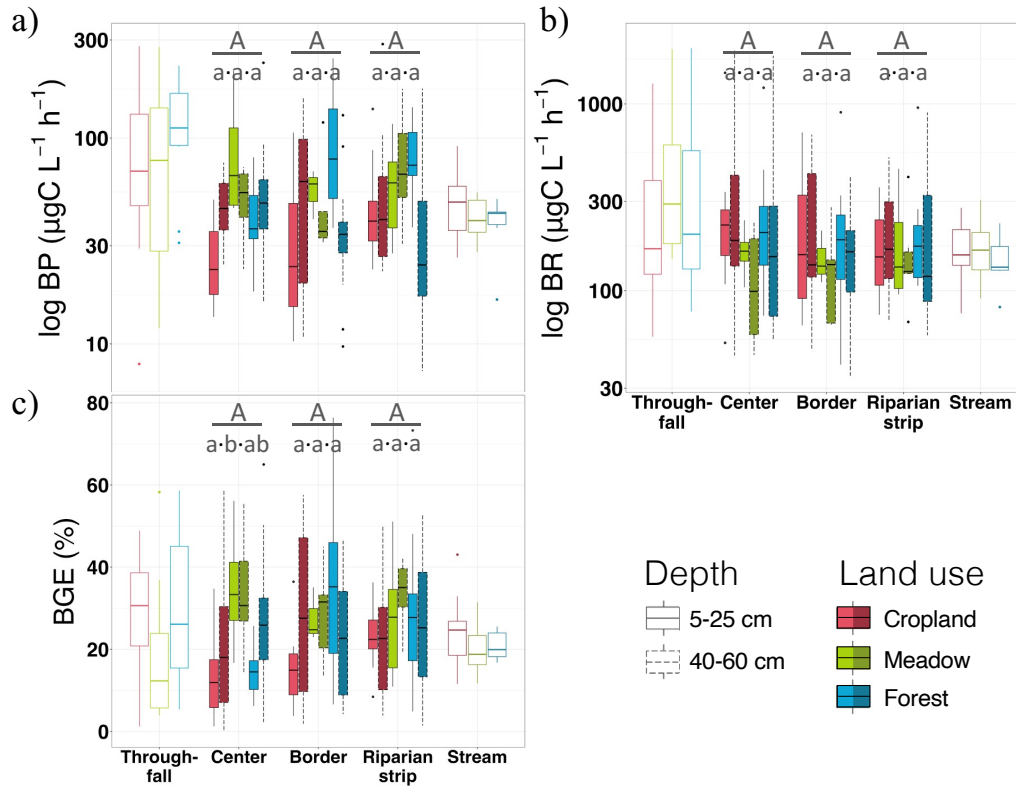


Figure 3.5. Bacterial metabolism indicators across the soil-water interface.

Three indicators of bacterial activity are presented: **a)** bacterial production (BP), representing carbon allocated to biomass synthesis; **b)** bacterial respiration (BR,) representing carbon respired for energy and basal metabolism; and **c)** bacterial growth efficiency (BGE), representing the proportion of assimilated carbon allocated to biomass relative to respiration. Within the soil compartment, Sidak-adjusted pairwise comparisons were conducted, and compact letter displays were generated where uppercase letters indicate differences between positions, and lowercase letters indicate differences among land uses at each position (cropland, meadows, and forests).

Although bacterial growth efficiency (BGE; Fig. 3.5c) did not show a statistically significant trend across transect positions, land uses did differ significantly at the center. At this position, tilled cropland subsurface soils displayed the lowest BGE value, reflecting the relatively low production compared to respiration. Meadow soils exhibited the highest overall BGE, attributable to high BP relatively to low BR rates. In the forest, BGE was strongly depth-dependent: subsurface soils had low efficiency similar to tilled croplands, whereas observed deeper soils BGE values neared those in meadows.

3.3.2. Modeling drivers of soil C transfer

Within the soil compartment, the model that best explains carbon pools and DOM composition includes the interaction between Position along the transect and Land use, the added fixed effects of Depth (subsurface and subsoil) and Time (sampling campaign dates), and a random effect for Station to account for variability among replicate sites. Overall, the model explained a substantial proportion of variance for the quantitative carbon pool variables (DOC, DIC, and SUVA₂₅₄; Table 3.1). Fixed predictors accounted for 54.5% of variance (marginal R²), with an additional 9.7%, on average, explained by the random effect of *Station* (conditional R²). Model performance was moderate for spectral indices (HIX, FI, $\beta:\alpha$, S_R), for which explained variance averaged 25.2% marginal + 7.2% conditional. In contrast, explained variance for PARAFAC components was low (averaging 16.9% marginal + 1.0% conditional across components), while model performance for bacterial metabolism was variable but generally modest (24.6% marginal averaged).

Table 3.1. Predictor contributions in generalized linear mixed models of soil-water biogeochemical variables. The best-supported model included the interaction between Position and Land use, with Depth and Time as additional fixed effects, and Station as a random effect. It was determined using DOC, DIC, and DOM variables and subsequently applied to bacterial metabolism variables (BP, BR, BGE). Model performance was evaluated using conditional and marginal R², where marginal R² represents the variance explained by fixed effects only, and conditional R² represents the variance explained by both fixed and random effects. Predictor magnitude was quantified as the change in marginal R² following sequential removal of each predictor, and associated significance (p-values) was obtained from likelihood ratio tests comparing the full model to reduced models. Significance is indicated as follows: <0.05 (*); <0.01 (**); <0.001 (***) and a dash (-) indicates that the random effect Station did not substantially improve model fit.

Variable	Unit	Model performance		Predictor magnitude / significance					
		Marginal R ²	Conditional R ²	Position *	Position	Land use	Depth	Time	Station
				Land use					
				fixed	fixed	fixed	fixed	fixed	random
Carbon									
DOC	mg L ⁻¹	0.494	0.625	0.014 / *	0.026 / **	0.361 / ***	0 /	0.121 / ***	0.259 / ***
DIC	mg L ⁻¹	0.580	0.713	0.071 / ***	0.111 / ***	0.116 / ***	0.390 / ***	0.034 / ***	0.316 / ***
DOM spectral properties									
C1	% F _{MAX}	0.132	-	0.009 /	0.010 /	0.057 / *	<0.001 /	0.074 / ***	- /
C2	% F _{MAX}	0.089	0.096	0.033 / *	0.043 / *	0.048 / *	<0.001 /	0.031 /	0.007 /
C3	% F _{MAX}	0.179	0.187	0.025 / *	0.052 / **	0.098 / **	0.022 / **	0.032 / *	0.009 /
C4	% F _{MAX}	0.169	0.175	0.009 /	0.026 /	0.092 / *	0.004 /	0.056 / ***	0.007 /
C5	% F _{MAX}	0.277	0.337	0.094 / ***	0.168 / ***	0.125 / ***	0.052 / ***	0.026 / *	0.082 / ***
HIX	-	0.314	0.432	0.121 / ***	0.188 / ***	0.153 / ***	0.035 / ***	0.058 / ***	0.172 / ***
SUVA ₂₅₄	L mg ⁻¹ m ⁻¹	0.562	0.589	0.025 / ***	0.036 / ***	0.102 / ***	0.241 / ***	0.208 / ***	0.061 / **
FI	-	0.292	0.316	0.007 /	0.021 /	0.141 / *	0.074 / ***	0.062 / ***	0.033 /
$\beta:\alpha$	-	0.240	0.363	0.054 / ***	0.125 / ***	0.146 / ***	0.004 /	0.018 /	0.161 / ***
S _R	-	0.162	0.185	0.047 / **	0.068 / ***	0.110 / ***	0.002 /	0.031 / *	0.027 /
Bacterial metabolism									
BP	$\mu\text{g C L}^{-1} \text{ h}^{-1}$	0.169	0.178	0.011 /	0.026 /	0.054 /	0.008 /	0.082 / **	0.010 /
BR	$\mu\text{g C L}^{-1} \text{ h}^{-1}$	0.300	-	0.010 /	0.017 /	0.017 /	0.003 /	0.251 / ***	- /
BGE	%	0.269	-	0.011 /	0.025 /	0.051 /	<0.001 /	0.183 / ***	- /

Regarding predictor contributions, the relative importance of both fixed and random effects differed among response variables. For dissolved carbon, DOC was primarily defined by Land use and DIC was most strongly associated with Depth, while Station accounted for a substantial proportion of added residual variances in both cases. For SUVA₂₅₄, Depth and Time emerged as the most influential predictors. Finally, bacterial metabolism was significantly influenced only by Time, while for PARAFAC component proportions, the significance and magnitude of predictor contribution varied considerably among components, with no single predictor consistently explaining variation across all components.

3.3.3. Preferential hydrological pathways

Hydrological connectivity across land-use transects

Euclidean distances were calculated separately for each land-use type, taking into account variability among replicate stations. Based on carbon pool variables (DOC, DIC, and DOM), Euclidean distance was used as a measure of spatial dissimilarity among sampling points along the transect, where greater distances indicate greater dissimilarity. Across all land uses (Fig. 3.6a-c), the largest dissimilarities occurred between throughfall and soil (center subsurface), reflecting strong compositional contrasts between relatively unprocessed rainwater leachate and more processed soil pore waters. Within the soil compartment, vertical distances generally exceeded those of horizontal distances, suggesting stronger carbon transformations with depth than along the lateral gradient. Two notable exceptions were observed: subsurface soils in tilled cropland were highly dissimilar from the riparian strip (Fig. 3.6a), and subsurface soils in forest sites at the center position were highly dissimilar from the border (Fig. 3.6c). These observations reflect differences previously identified in DIC and DOM patterns for tilled and subsurface center soils. Taken together, the carbon pool variables used as proxies for preferential transfer pathways suggest that hydrological connectivity occurs predominantly along the horizontal axis.

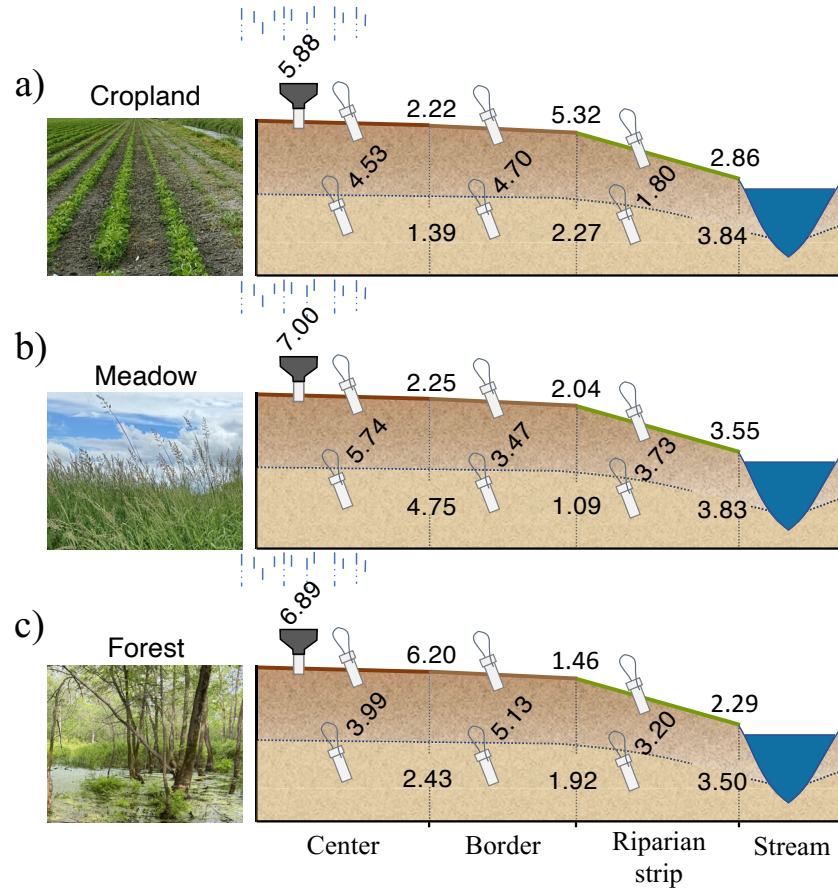


Figure 3.6. Hydrological connectivity inferred from Euclidean distances of carbon pool variables along the soil-water interface.

Euclidean distances were calculated between sampling points to quantify dissimilarity in carbon pool composition (DOC, DIC, and DOM) along the soil-water interface for each land use: **a)** croplands, **b)** meadows, and **c)** forests. Values reflect standardized differences between points based on the sampling layout, as illustrated schematically in the diagram. Vertical dissimilarities (slanted values) reflect differences between subsurface and subsoil layers, as well as between throughfall and subsurface soils at the center position, whereas lateral dissimilarities (unslanted values) reflect differences along horizontal positions. Smaller distance values indicated greater compositional similarity between points and, by extension, stronger hydrological connectivity for carbon pools.

Soil profile contributions to stream C pools

Building on the spatial flowpaths, we further evaluated hydrological connectivity by quantifying the relative contributions of riparian soil profiles (subsurface and subsoil) to stream carbon pools, by assessing the contribution from DOC, DIC and DOM spectral properties. Among quantitative variables (DOC, DIC, and SUVA₂₅₄), effect sizes between the stream and riparian subsurface layer were consistently small (Cohen's $d = 0.21-0.34$; Table 3.2), indicating that stream water closely resembled subsurface pore water. For qualitative DOM variables, small effect sizes were restricted

to three variables: microbial-like (C1%) and lignin-like (C3%), which most resembled the riparian subsurface profile, whereas the freshness index ($\beta:\alpha$) was unique in showing greater resemblance to the subsoil layer. All remaining qualitative DOM variables differed substantially (large Cohen's d and significant p-values) from both riparian soil layers. Overall, the stream's geochemical composition was most similar to subsurface pore water, suggesting that riparian subsurface soils contributed more to stream carbon pools than deeper subsoil layers.

Table 3.2. Inferred stream carbon sources from riparian soil profiles.

The table shows which of the riparian soil profiles contributes the most to stream carbon, inferred from pairwise comparisons of carbon pools (DOC, DIC, and DOM) using Cohen's d . Mean value columns report the observed average concentrations for the stream, riparian subsurface, and riparian subsoil, providing a quantitative comparison of carbon pool composition. Resemblance to stream quantifies each soil profile's similarity to stream carbon using Cohen's d and associated p-values, where smaller Cohen's d indicates greater similarity and p-values indicate whether differences are statistically significant (0.05*, <0.01**, <0.001***). Bolded values indicate which soil profile carbon pool variable value is most significantly similar to that of the stream.

Variable	Unit	Mean values (+/- SE)			Resemblance to stream (d : p)		Inferred source
		Stream	Subsurface (5-25 cm)	Subsoil (40-60 cm)	Subsurface (5-25 cm)	Subsoil (40-60 cm)	
Carbon							
DOC	mg L-1	15.04 (±1.79)	16.26 (±1.93)	18.63 (±2.21)	0.285 / .247	0.779 / ***	Subsurface
DIC	mg L-1	74.22 (±6.42)	64.77 (±6.00)	132.56 (±8.59)	0.342 / .142	1.747 / ***	Subsurface
DOM spectral properties							
C1	% F _{MAX}	26.9%	25.8%	27.5%	0.032 / .971	1.010 / ***	Subsurface
C2	% F _{MAX}	19.0%	22.1%	20.9%	1.547 / ***	1.501 / ***	Subsoil
C3	% F _{MAX}	30.2%	29.1%	29.7%	0.004 / .999	0.209 / .452	Subsurface
C4	% F _{MAX}	13.8%	16.4%	17.1%	1.492 / ***	2.161 / ***	Subsurface
C5	% F _{MAX}	10.1%	6.6%	4.8%	0.915 / ***	1.540 / ***	Subsurface
HIX	-	6.82 (±0.36)	8.79 (±0.36)	9.76 (±0.36)	0.959 / ***	1.433 / ***	Subsurface
SUVA ₂₅₄	L mg ⁻¹ m ⁻¹	2.55 (±0.19)	2.70 (±0.20)	1.88 (±0.14)	0.213 / .439	1.142 / ***	Subsurface
FI	-	1.62 (±0.01)	1.64 (±0.01)	1.68 (±0.01)	0.745 / ***	1.808 / ***	Subsurface
β:α	-	0.70 (±0.02)	0.68 (±0.02)	0.70 (±0.02)	0.426 / .054	0.052 / .937	Subsoil
S _R	-	0.94 (±0.01)	0.84 (±0.01)	0.85 (±0.01)	1.197 / ***	1.131 / ***	Subsoil

3.4 Discussion

3.4.1. Synthesis of key findings

This study characterizes carbon transfer using soil pore water as a key integrative compartment for understanding carbon lateral C transfer at the soil-water interface in floodplain systems. Through DOC, DIC, DOM, and microbial metabolism, we explored how carbon pools changed across spatial gradient, how land-use affected these patterns, and inferred preferential lateral pathways to streams. Our results showed that depth exerted a strong influence on DOC and DIC concentrations, which generally increased with soil depth, largely driven by the dynamic hydrological conditions. Horizontally, DOM composition remained relatively stable along the flow path except where land-use disturbances—such as tillage or vegetation transitions—created distinct localized variation. Unlike many published PARAFAC DOM studies and entries in the OpenFluor database, our soil pore water samples yielded a microbial-like fluorescent component as the dominant (C1) signal. Throughout the floodplain, soil moisture (or hydraulic potential) played a key role by controlling leaching and percolation, influencing DOM availability for microbial processing, and subsequent export to streams. Together, these observations reinforce the role of soil pore water as a carbon reservoir, a fundamental intermediary between terrestrial carbon inputs and stream export, integrating the combined effects of land-use, depth-dependent processing, and lateral hydrological connectivity across the floodplain.

3.4.2. Patterns along the floodplain transect

In this study, our transect-based model explained quantitative carbon variables (DOC, DIC, and SUVA₂₅₄) most effectively (~64.2%), and performed moderately for DOM spectral indices (HIX, FI, $\beta:\alpha$, S_R; ~32.4%), with the magnitude of individual predictor effects varying among carbon pool variables. Within soils, after accounting for land use- and depth-related trends, the predictor Position alone generally explained little of the variability, and soil carbon pool patterns were relatively stable along horizontal flowpaths, with the notable exceptions of tilled cropland soils (subsurface center and border positions) and forest subsurface center soils, which will be discussed in more detail below. Median subsurface DOC concentrations in forests, meadows, and cropland pore waters (30.4, 10.7, and 12.5 mg C L⁻¹; respectively) were approximately 1.5-2 times higher than values reported by Nakhavali et al. (2020) for temperate forests and grassland-cropland

systems using shallow bulk soil extracts. This difference, however, likely reflects both the type of sample analyzed (porewater versus bulk soil) and the hydrological endpoint riparian zones represent in the landscape (Lidman et al., 2017).

Depth was a key driver of dissolved carbon patterns, influencing both DOC and DIC pools across land uses. Combined dissolved carbon (DOC + DIC) concentrations increased with depth, with aggregated values rising by 43% in forests, 79% in meadows, and 226% in croplands, largely driven by increases in DIC. Unlike well-drained soils, where DOC typically decreases with depth (Guo et al., 2020) due to progressive sorption and microbial mineralization during percolation (Kalbitz et al., 2000; Kaiser & Guggenberger, 2000), our results indicate a modest increase for croplands and meadows, and maintained levels in forests. These depth patterns are consistent with saturated floodplain conditions, where high moisture and fluctuating redox dynamics alter mineral sorption properties and slow oxidative mineralization, allowing DOC to persist or even accumulate with depth (Védère et al., 2022). In waterlogged soils, limited gas diffusion traps CO₂ produced by microbial and root respiration, which dissolves into pore water and contributes to increasing DIC with depth (Greenway et al., 2006). Together, these processes highlight how hydrology and resulting redox conditions in floodplain soils control the depth-dependent distribution of dissolved carbon pools.

Along the soil-water transect, DOM spectral composition was relatively homogeneous across the horizontal axis. This apparent uniformity likely reflects selective sorption processes within the soil matrix. High-molecular weight, aromatic, and humified DOM component preferentially associate with clay minerals and metal oxides, effectively reducing their mobility (Kalbitz et al., 2005; Banaitis et al., 2006). As a result, soil pore water contains a selectively filtered DOM pool enriched in more mobile, less complex fractions, producing relatively consistent spectral characteristics across positions. In our study, stream DOM closely resembled that of adjacent soil pore water, but was slightly less humified and relatively enriched in lignin-like (C3) and protein-like (C5), with a relatively lower humic-fulvic-like (C4) signature. This pattern may reflect continued selective sorption, whereby terrestrially altered DOM exhibits enhanced affinity for clay particles once in the aqueous environment (Groeneveld et al., 2020). Despite minor depth-related variations, the relative uniformity of DOM composition across horizontal positions suggests that the floodplain acts as a continuous riparian interface, where lateral hydrological

connectivity integrates terrestrial carbon inputs before stream export (Ploum et al., 2020; Battin et al., 2008).

Although microbial activity has been reported to decline with depth (Huang et al., 2023), our results indicate sustained bacterial productivity in subsoil layers. Elevated soil moisture typical of floodplains enhances diffusion of dissolved organic matter, increasing substrate availability and enabling microbial dispersal through interconnected pore water pathways, which enhances microbial access to nutrients even at deeper depth (Young & Crawford, 2004; Or et al., 2007). Beyond vertical moisture controls, land use introduces additional variability in disturbance regime and substrate input quality, potentially altering microbial metabolism and carbon processing in the floodplain (Marín-Spiotta et al., 2014).

3.4.3. Land-use effects on pore water carbon

Across the transect, compositional differences in soil pore water were primarily structured by land use, with replicate stations accounting for site-specific variability, as reflected in boxplot spread. Within land uses, localized deviations—or inflection points—emerged at specific positions along the flowpath: in forests, between subsurface center and border positions, and in croplands, between tilled soils (subsurface center and border) and the riparian strip, where DOM characteristics (DIC, HIX, C5% and $\beta:\alpha$; section 3.4.1) departed from the otherwise stable horizontal trend. In forested sites, this inflection likely reflects shifts in vegetation composition and associated organic matter inputs. Although silver maple and black ash dominated the canopy throughout, understory communities transitioned from sparse fern cover in center positions to denser herbaceous assemblages in the border, altering organic matter inputs and the chemical characteristics of DOM (Franklin et al., 2020; Thieme et al., 2019). Site-specific variability was most likely driven by soil humidity. The higher-elevation site FO1 (Supplementary Table S1) was the driest and exhibited lower DIC concentrations and higher SUVA₂₅₄ values in subsurface center soils, whereas the lower-lying FO3 site had the highest DOC concentration. These observations can be interpreted through the effects of soil moisture on subsurface water movement and residence time. Soil water flow is controlled by hydraulic potential gradients and hydraulic conductivity, both of which vary with soil water content (Richards, 1931). In wetter, more saturated soils like FO3, hydraulic gradients are diminished, reducing lateral flow velocity and increasing residence time; this

promotes the accumulation of DOC through reduced flushing (Kalbitz et al., 2000), and enhances microbial metabolism (McGuire et al., 2010), leading to subsequent DIC accumulation via microbial respiration. In contrast, dryer, partially saturated soils like FO1 have faster lateral flow, shorter residence times, and limited microbial processing, resulting in lower DIC concentrations and more aromatic DOM signatures. Regardless of finer variability, forest soils produced DOM that was more chemically complex than in other land uses, exhibiting greater humification and aromaticity consistent with woody vegetation inputs rich in lignin and other aromatic compounds (Zhang et al., 2022; Baker & Spacer, 2004).

In croplands, strong inflection points in DOM composition emerged where high-intensity tillage contrasted with the riparian strip. Subsurface cropland soils were characterized by lower HIX, higher SUVA₂₅₄, and elevated protein-like component C5 (%), suggesting microbial depletion of labile DOM fractions, resulting in the accumulation of fluorescent protein-like metabolic byproducts. This aligns with well-established effects of tillage in disrupting soil structure, stimulating microbial activity, and accelerating organic matter turnover in agricultural soils (Elliott & Paustian, 2000). As in forests, station-specific variability was observed and attributed to crop-specific inputs. Crop residue quality is known to influence DOM composition, with sorghum—a major component of sudangrass fodder mix—producing more labile organic matter than maize due to higher soluble carbohydrate content and a lower C:N ratio, indicative of more readily decomposable residues (Parra et al., 2025). DOM from the sudangrass plot (CL3) exhibited higher freshness indices ($\beta:\alpha \sim 1.2$ vs. ~ 0.8), lower humification (HIX ~ 2 vs. $\sim 7-10$), and higher SUVA₂₅₄ ($\sim 7-10$ vs. $3-6$) compared with maize and soybean. While these anomalously elevated SUVA₂₅₄ values warrant scrutiny, they should not be dismissed without consideration. Sorghum roots exude a variety of allelopathic chemicals of an aromatic nature (Hussain et al., 2021), of which sorgoleone, a lipid 1,4-benzoquinone, accounts for up to 85-90% (Nimbal et al., 1996). While SUVA₂₅₄ values for sorghum exudates—let alone sorgoleone—are lacking in literature, this 1,4-benzoquinone compound is known to absorb strongly near 254 nm, potentially elevating SUVA₂₅₄ independently of humification processes, which could explain the apparent decoupling of HIX and SUVA₂₅₄—indices that typically correlate positively. As such, crop-specific DOM characteristics should be considered when studying carbon storage and transport in agricultural soils.

Floodplain meadows, by contrast, exhibited relatively uniform carbon pool concentrations and composition along the transect, likely reflecting homogeneous plant community structure and consistent soil and hydrological conditions throughout the site. Interestingly, meadow DOC concentrations and DOM characteristics were closer to croplands than the intermediate levels anticipated, suggesting more complex controls on meadow soil pore water carbon dynamics. This unexpected pattern highlights the need for further research to elucidate underlying mechanisms in these systems. During sampling campaigns, we consistently collected lower water volumes from meadow sites and observed dense root networks, including lysimeter intrusion, when dismantling collectors. This suggests that high root density and plant water uptake (i.e., evapotranspiration) may have contributed to reduced soil moisture, effectively lowering lateral hydraulic potential. Taken together, these patterns support our hypothesis that land use strongly shapes soil carbon composition and DOM characteristics: forest sites maintain higher concentrations of humified, aromatic DOM; croplands show reduced carbon stocks and simpler, microbially influenced DOM; and meadows represent relatively stable systems with intermediate carbon pool concentrations and characteristics, seemingly harboring the most favorable conditions for microbial growth, as evidenced by elevated BGE. These findings underscore how vegetation community composition, shaped by land-use management choices, regulates soil carbon dynamics within hydrologically connected floodplains.

3.4.4. Soil-stream hydrological connectivity

Within floodplains, our carbon-pool based modeling indicates that soil-stream connectivity is dominated by horizontal transfer through shallow subsurface soils, consistent across all land use types. This aligns with hydrological connectivity theory, which emphasizes the role of continuous shallow flowpaths in mobilizing dissolved solutes (Lexartza-Artza & Wainwright, 2009). Observed subsurface values were most similar to stream concentrations for quantitative carbon variables (DOC, DIC, and SUVA₂₅₄) and for microbial like (C1) and lignin-like (C3) DOM components, reflecting the dominance of lateral transport for these pools. In contrast, the (β : α) freshness index, representing labile DOM, more closely resembled subsoil values. This likely reflects the fraction of DOM that persists after rapid microbial processing in water, both in streams and vertically within soil pore water, highlighting the role of microbial activity in carbon transfer

(Tranvik et al., 2009). Together, these patterns support the conceptualization of floodplain soils as laterally coherent yet vertically structured systems, where soil functions as an active biogeochemical filter, regulating both the transformation and transfer of dissolved carbon prior to stream export.

3.4.5. Limitations

While this study was designed to characterize spatial patterns in dissolved carbon pool dynamics along a floodplain transect over the course of the growing season, several limitations should be acknowledged. Sampling focused on soil pore water, capturing the mobile fractions of carbon but not adsorbed or retained organic matter in the soil matrix, nor did it quantify actual fluxes to streams. Consequently, the results should be viewed as reflecting potential carbon transfers rather than total carbon stocks or fluxes. Additionally, while our observed trends reflect broader growing-season dynamics, it is important to note that microbial activity persists under cold conditions (Nikrad et al., 2016), and that the water table rises substantially at the end of November in our study system. Extending observations beyond the summer season would help capture annual temporal variability in DOM composition and fluxes, providing a more complete portrait of carbon transfer dynamics in temperate floodplains, where seasonal variation plays a major role. Despite these constraints, our study provides mechanistic insight into lateral carbon transfer and transformation at the soil-water interface in floodplain soils, offering a conceptual framework to inform future studies across similar temperate riparian landscapes.

3.4.6. Concluding remarks

Soil pore water acts as a key vector for lateral carbon transfer in floodplain soils, capturing the most mobile fraction of DOM and integrating the combined effects of land use, soil depth and hydrological connectivity. Land use emerges as a dominant control, shaping soil moisture regimes through vegetation communities, which in turn regulates carbon processing and DOM composition. Forests maintain chemically complex DOM, croplands produce simpler, microbially influenced pools, and meadows show relatively uniform composition, reflecting differences in residue quality, plant cover, microbial metabolism and soil-water dynamics. Vertical gradients within soils exert a stronger influence on DOM characteristics than horizontal position, while lateral connectivity selectively mobilizes labile DOM to streams. Together, these findings depict

floodplains as laterally coherent yet vertically structured systems, where land-use driven hydrology mediates both in-soil carbon transformation and downstream export. This framework links terrestrial inputs, soil-water interactions, and stream export, providing mechanistic insight relevant for predicting carbon fluxes across temperate riparian landscapes.

Funding

This research was funded by National Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC) Discovery grants, awarded to François Guillemette and Vincent Maire.

Acknowledgment

I would like to thank Stéphane Campeau and Daniel Houle for valuable insights and discussions during the development of this project. I also thank Léo Chassiot (UQTR) and Jacynthe Dessureault-Rompré (ULaval) for reviewing the manuscript. I acknowledge the support of the RIVE research center (Centre de recherche sur les interactions bassins versants – écosystèmes aquatiques) and the Laboratoire d'analyse en écologie aquatique et en sédimentologie (LAEAS) for providing laboratory facilities and access to instruments for sample analysis.

Disclosure

The authors employed generative AI technologies to assist with the structural editing and linguistic refinement of this manuscript. The primary research, data analysis, and interpretative frameworks were developed solely by the authors, who maintain full responsibility for the integrity and originality of the final content.

Supplementary material

Supplementary material for this project can be found after references.

References

- Argiroff, W. A., Zak, D. R., Lanser, C. M. & Wiley, M. J. (2016). Microbial Community Functional Potential and Composition Are Shaped by Hydrologic Connectivity in Riverine Floodplain Soils. *Microbial ecology*, 73: 630-644. DOI 10.1007/s00248-016-0883-9
- Atkins, M. L., Santos, I. R. & Maher, D. T. (2017). Seasonal exports and drivers of dissolved inorganic and organic carbon, carbon dioxide, methane and $\delta^{13}\text{C}$ signatures in a subtropical river network. *Science of the total environment*, 575: 545-563. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.020>
- Baker, A. & Spacer, R. G. (2004). Characterization of dissolved organic matter from source to sea using fluorescence and absorbance spectroscopy. *Science of the Total Environment*, 333(1-3): 217-232. doi: 10.1016/j.scitotenv.2004.04.013.
- Banaitis, M. R., Waldrip-dail, H., Diehl, M. S., Holmes, B. C., Hunt, J. F., Lynch, R. P. & Ohno, T. (2006). Investigating sorption-driven dissolved organic matter fractionation by multidimensional fluorescence spectroscopy and PARAFAC. *Journal of Colloid and Interface Science*, 304: 271-276. doi:10.1016/j.jcis.2006.07.035
- Bartoń, K. (2023). MuMin : Multi-tool-model inference. R Package version 1.48.11. 10.32614/CRAN.package.MuMin
- Basile-Doelesch, I., Balesdent, J. & Pellerin, S. (2020). Reviews and synthesis : the mechanisms underlying carbon storage in soil. *Biogeosciences*, 14: 5223-5242. <https://doi.org/10.5194/bg-17-5223-2020>
- Battin, T. J., Kaplan, L. A., Findlay, S., Hopkinson, C. S., Marti, E., Packman, A. I., Newbold, J. D. & Sabater, F. (2008). Biophysical controls on organic carbon fluxes in fluvial networks. *Nature geosciences*, 1: 95-100. DOI: <https://doi.org/10.1038/ngeo101>
- Brooks, M. E., Kristensen, K., van Benthem, K. J., Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A., Skaug, H. J., Maechler, M. & Bolker, B. M. (2017). glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. *The R Journal*, 9(2): 378–400. doi:10.32614/RJ-2017-066
- Butman, D., Stackpoole, S., Stets, E., McDonald, C. P., Clow, D. W. & Striegl, R. G. (2016). Aquatic carbon cycling in the conterminous United States and implications for terrestrial carbon accounting. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(1): 58-63. www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1512651112
- Campeau, S., Ruiz, J., Bourgeois, B., Damar, H., Halde, C., Proulx, R., Rodriguez, M. A., Maire, V., Mazzeli, R., Vaillancourt, M., Poulin, M., Vanasse, A., Seguin, P., Bertolo, A., Bordeleau, P-A., Bregard, G., Cabana, G., Tamini, L. D., Decelles, A-M., ... Watson, C. (2024). Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre, rapport final 2019-2024. Université du Québec à Trois-Rivières, Université Laval, Université Mc Gill <https://belsp.uqtr.ca/id/eprint/1602/>

- Cattaneo, A., Hudon, C., Vis, C. & Gagnon, P. (2013). Hydrological control of filamentous green algae in a large fluvial lake (Lake Saint-Pierre, St. Lawrence River, Canada). *Journal of Great Lakes Research*, 39(3): 409-419. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2013.06.005>
- 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., & Melak, J. (2007). Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems*, 10 : 171-184. doi:10.1007/s10021-006-9013-8
- 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). <https://doi.org/10.7202/1034097ar>
- Drake, T. W., Raymond, P. A., & Spencer, R. G. M. (2018). Terrestrial carbon inputs to inland waters: A current synthesis of estimates and uncertainty. *Limnology and Oceanography*, 3: 132-142. doi:10.1002/lol2.10055
- ECCC. (2025). Environment and Climate Change Canada: Environment Canada weather station data for Nicolet, QC. Government of Canada. <https://climate.weather.gc.ca>
- Elliott, E. T. & Paustian, K. (2000). Soil structure and soil organic matter. *Soil Science Society of America Journal*, 64(3). DOI:10.2136/sssaj2000.6431042x
- Fasching, C., Ulseth, A. J., Schelker, J., Steniczka, G. & Battin, T. J. (2015). Hydrology controls dissolved organic matter export and composition in an Alpine stream and its hyporheic zone. *Limnology and Oceanography*, 61(2): 558-571. doi: 10.1002/lno.10232
- Franklin, H. M., Carroll, A. R., Chen, C., Maxwell, P. & Burford, M. A. (2020). Plant source and soil interact to determine characteristics of dissolved organic matter leached into waterways from riparian leaf litter. *Science of the Total Environment*, 703(134530). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134530>
- Frene, J. P., Pandey, B. K. & Castrillo, G. (2024). Under pressure: elucidating soil compaction and its effect on soil functions. *Plant and Soil*, 502: 267-278. <https://doi.org/10.1007/s11104-024-06573-2>
- GCP. (2024). Global Carbon Project: Supplemental data of Global Carbon Budget (Version 1.0). doi: 10.18160/GCP-2024
- Gordon, B. A., Dorothy, O. & Lenhart, C. F. (2020). Nutrient retention in ecologically functional floodplains: a review. *Water*, 12(2762). doi:10.3390/w12102762
- Greenway, H., Armstrong, W. & Colmer, T. D. (2006). Conditions leading to high CO₂ (>5 kPa) in waterlogged-flooded soils and possible effects on root growth and metabolism. *Annals of Botany*, 98(1): 9-32. doi: 10.1093/aob/mcl076.
- Groeneveld, M., Catalán, N., Attermeyer, K., Hawkes, J., Einarsdóttir, K., Kothawala, D., Bergquist, J. & Tranvik, L. (2020). Selective adsorption of terrestrial dissolved organic matter to inorganic surface along a boreal inland water continuum. *JGR Biogeosciences*. 10.1029/2019JG005236

- Groeneveld, M., Kothawala, D. N. & Tranvik, L. J. (2022). Seasonally variable interactions between dissolved organic matter and mineral particles in an agricultural water. *Aquatic Sciences*, 85(2). <https://doi.org/10.1007/s00027-022-00898-9>
- Gross, C. D. & Harrison, R. B. (2019). The case for digging deeper: soil organic carbon storage, dynamics, and controls in our changing world. *Soil Systems*, 3(28). doi:10.3390/soilsystems3020028
- Haddaway, N. R., Hedlund, K., Jackson, L. E., Kätterer, T., Lugato, E., Thomsen, I. K., Jørgensen, H. B & Isberg, P-E. (2017). How does tillage intensity affect soil organic carbon? A systematic review. *Environmental evidence*, 6:30. DOI 10.1186/s13750-017-0108-9
- He, Y., Trumbore, S. E., Torn, M. S., Harden, J. W., Vaughn, L. J. S., Allison, S. D., & Randerson, J. T. (2016). Radiocarbon constrains imply reduced carbon uptake by soils during the 21st century. *Science*, 353(6306) : 1419-1424. doi:10.1126/science.aad4273
- 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>
- Honaker, J., King, G. & Blackwell, M. (2011). Amelia II: A program for missing data. *Journal of statistical software*: 45(7): 1-47. doi:10.18637/jss.v045.i07
- Huang, W., Kuzyakov, Y., Niu, S., Luo, Y., Sun, B., Zhang, J. & Liang, Y. (2023). Drivers of microbially and plant-derived carbon in topsoil and subsoil. *Global Change Biology*, 29: 6188-6200. DOI: 10.1111/gcb.16951
- Hussain, M. I., Danish, S., Sánchez-Moreiras, A. M., Vincente, Ó., Jabran, K., Chaudhry, U. K., Branca, F. & Reigosa, M. J. (2021). Unraveling sorghum allelopathy in agriculture: concepts and implications. *Plants*, 10, 1795. <https://doi.org/10.3390/plants10091795>
- IPCC. (2023). Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. *IPCC, Geneva, Switzerland*. doi: 10.59327/IPCC/AR6-9789291691647.
- Junk, W., Bayley, P. B., & Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106: 110-127. <http://www.dfo-mpo.gc.ca/Library/111846.pdf>
- Kaiser, K. & Guggenberger, G. (2000). The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. *Organic Geochemistry*, 31(7-8): 711-725. DOI: 10.1016/S0146-6380(00)00046-2
- Kalbitz, K., Solinger, S., Park, J. H., Michalzik, B., & Matzner, E. (2000). Controls on the dynamic of dissolved organic matter in soils: A review. *Soil Science*, 165: 277-304. <https://doi.org/10.1097/00010694-200004000-00001>
- Kalbitz, K., Schwesig, D., Rethemeyer, J. & Martzner, E. (2005). Stabilization of dissolved organic matter by sorption to the mineral soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(7): 1319-1331. DOI: 10.1016/j.soilbio.2004.11.028

- Kirchman, D., K'nees, E. & Hodson, R. (1985). Leucine incorporation and its potential as a measure of protein synthesis by bacteria in natural aquatic systems. *American Society for Microbiology*: 49(3). <https://doi.org/10.1128/aem.49.3.599-607.1985>
- Kubista, M., Sjöback, R., Eriksson, S. & Albinsson, B. (1994). Experimental correction for the inner-filter effect in fluorescence spectra. *Analyst*, 3. <https://doi.org/10.1039/AN9941900417>
- Lakowicz, J. R. (2006). Principles of fluorescence spectroscopy. *Springer*. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-46312-4>
- Lal, R. (2008). Carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1492): 815-30. doi: 10.1098/rstb.2007.2185
- Lehmann, J., & Kleber, M. (2015). The contentious nature of soil organic matter. *Nature: Perspective*, 528: 60-68. doi:10.1038/nature16069
- Lexartza-Artza, I. & Wainwright, J. (2009). Hydrological connectivity: Linking concepts with practical implications. *Catena*, 79(2): 146-152. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.07.001>
- Liang, C., Amelung, W., Lehmann, J. & Kästner, M. (2019). Quantitative assessment of microbial necromass contribution to soil organic matter. *Global Change Biology*: 25: 3578-3590. DOI: 10.1111/gcb.14781
- Lidman, F., Boily, A., Laudon, H. & Köhler, S. J. (2017). From soil water to surface water – how the riparian zone controls element transport from a boreal forest to a stream. *Biogeosciences*, 14: 3001-3014. <https://doi.org/10.5194/bg-14-3001-2017>, 2017.
- Lüdecke, D., Ben-Shachar, M. S., Patil, I., Waggoner, P. & Makowski, D. (2021). Performance: An R package for assessment, comparison and testing of statistical models. *Journal of Open-Source Software*, 6(60), 3139. <https://doi.org/10.21105/joss.03139>
- Marín-Spiotta, E., Gruley, K. E., Crawford, J., Atkinson, E. E., Miesel, J. R., Greene, S., Cardona-Correa, C. & Spencer, R. G. M. (2014). Paradigm shift in soil organic matter research affect interpretations of aquatic carbon cycling: transcending disciplinary and ecosystem boundaries. *Biogeochemistry*, 117: 279-297. DOI 10.1007/s10533-013-9949-7
- Massicotte, P. & Jean-Jacques, F. (2012). A mechanistic-based framework to understanding how dissolved organic carbon is processed in a large fluvial lake. *Limnology and Oceanography-Fluids and Environments*: 3(1), 139-155. <https://doi.org/10.1215/21573689-2372976>
- MATLAB. (2024). MATLAB: Version 2024a. The MathWorks, Inc. Natick, Massachusetts, United States. <https://www.mathworks.com/>
- McGuire, K. L. & Treseder, K. K. (2010). Microbial communities and their relevance for ecosystem models: decomposition as a case study. *Soil Biology & Biochemistry*, 42: 529-535. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.11.016>
- 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*: 45(1): 38-48. <https://doi.org/10.4319/lo.2001.46.1.0038>Digital Object Identifier (DOI)

- MDDEFP. (2013). Le lac Saint-Pierre: un joyau à restaurer. Québec : Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs.
<https://belsp.uqtr.ca/id/eprint/421/>
- Mingelbier, M. & Douguet, T. (1999). Répertoire-synthèse des aménagements fauniques de la plaine inondable du lac Saint-Pierre. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la faune et des habitats. ISBN: 2-550-34482-0
- Montgomery, D. R. (2007). Soil erosion and agricultural sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*: 104(33): 13268-13272.
www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0611508104
- Murphy, K. R., Stedmon, C. A., Graeber, D. & Bro, R. (2013). Fluorescence spectroscopy and multi-way techniques. PARAFAC. *Analytical Methods*: 5(23): 6541-6882.
DOI: 10.1039/c3ay41160e
- Murphy, K. R., Stedmon, C. A., Wenig, P. & Bro, R. (2014). OpenFluor—an online spectral library of auto-fluorescence by organic compounds in the environment. *Analytical Methods*, 6(3): 658-661. <https://doi.org/10.1039/C3AY41935E>
- Nakaya, Y., Hirose, T., Tamori, R., Fujitake, N., Nakashima, S., Yamamura, H. & Satoh, H. (2025). Solid-phase fluorescence excitation-emission matrix spectroscopy of soil, fulvic acid fractions, and clay mineral complexes: Evidence from red shift of fluorescence maxima associated with aggregation. *Environment Research*, 279(121900).
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.121900>
- Nakhavali, M., Friedlingstein, P., Lauerwald, R., Tang, J., Chadburn, S., Camino-Serrano, M., Guenet, B., Harper, A., Walmsley, D., Peichl, M. & Gielen, B. (2018). Representation of dissolved organic carbon in the JULES land surface model (vn4.4_JULES-DOCM). *Geoscientific Model Development*, 11: 593-609. <https://doi.org/10.5194/gmd-11-593-2018>
- Nakhavali, M., Lauerwald, R., Regnier, P., Guenet, B., Chadburn, S. & Friedlingstein, P. (2020). Leaching of dissolved organic carbon from mineral soils play a significant role in the terrestrial carbon balance. *Global Change Biology*, 27: 1083-1096. DOI: 10.1111/gcb.15460
- Nikrad, M., Kerkhof, L. J & Häggblom, M. H. (2016). The subzero microbiome: microbial activity in frozen and thawing soils. *FEMS Microbiology Ecology*, 92(6).
DOI: 10.1093/femsec/fiw081
- Nimbal, C. I., Pedersen, J. F., Yerkes, C. N., Weston, L. A. & Weller, S. C. (1996). Phytotoxicity and distribution of sorgoleone in grain sorghum germplasm. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 44(5): 1343-1347. <https://doi.org/10.1021/jf950561n>
- Ohno, T. (2002). Fluorescence inner-filtering correction for determining the humification index of dissolved organic matter. *Environmental Science & Technology*: 36(4).
<https://doi.org/10.1021/es0155276>
- Or, D., Smets, B. F., Wraith, J. M. & Dechesne, A. (2007). Physical constraints affecting bacterial habitats and activity in unsaturated porous media - a review. *Advances in Water Resources*, 30(6): 1505-1527. DOI:10.1016/j.advwatres.2006.05.025

- 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)
- Parra, G., Borrás, L. & Gambin, B. L. (2025). Sorghum leaves more residue with a higher decomposition rate than maize. *European Journal of Agronomy*, 164(127515). <https://doi.org/10.1016/j.eja.2025.127515>
- Ploum, S. W., Laudon, H., Peralta-Tapia, A. & Kuglerová, L. (2020). Are dissolved organic carbon concentrations in riparian groundwater linked to hydrological pathways in the boreal forests? *Hydrology and Earth System Sciences*, 24: 1709-1720. <https://doi.org/10.5194/hess-24-1709-2020>
- Posit team (2024). RStudio: Integrated Development Environment for R. Posit Software, PBC, Boston, MA. URL : <http://www.posit.co/>
- Rajib, A., Zheng, Q., Lane, C. R., Golden, H. E., Christensen, J. R., Isibor, I. I. & Johnson, K. (2023). Human alterations of the global floodplains 1992-2019. *Scientific Data*, 10:499. <https://doi.org/10.1038/s41597-023-02382-x>
- Regnier, P., Friedlingstein, P., Ciais, P., Mackenzie, F. T., Gruber, N., Janssens, I. A., Laruelle, G. G., Lauerwald, R., Luyssaert, S., Andersson, A. J., Arndt, S., Arnosti, C., Borges, A. V., Dale, A. W., Galleo-Sala, A., Godd  ris, Y., Goossens, N., Hartmann, J., Heinze, C., ... Thullner, M. (2013). Anthropogenic perturbation of the carbon fluxes from land to ocean. *Nature Geoscience*. doi: 10.1038/NGEO1830
- Richards, L.A. (1931). Capillary conduction of liquids through porous medium. *Physics*, 1(5): 318-333.
- Sao, S., Praise, S. & Watanabe, T. (2023). Effect of flood duration on water extractable dissolved organic matter in flood plain soils: a laboratory investigation. *Geoderma*, 432(116392). <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116392>
- Stedmon, C. A. & Bro, R. (2008). Characterizing dissolved organic matter fluorescence with parallel factor analysis: a tutorial. *Limnology and Oceanography*, 6(11): 572-579. <https://doi.org/10.4319/lom.2008.6.572>Digital Object Identifier (DOI)
- Tank, S. E., Fellman, J. B., Hood, E., & Kritzberg, E. S. (2018). Beyond respiration: Controls on lateral carbon fluxes across the terrestrial-aquatic interface. *Limnology and Oceanography Letters*, 3, 76-88. doi:10.1002/lol2.10065
- Tilman, D., Cassman, K. G., Matson, P. A., Naylor, R. & Polasky, S. (2002). Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*: 418, 671-677. <https://doi.org/10.1038/nature01014>
- Thieme, L., Graeber, D., Hofman, D., Bischoff, S., Schwarz, M. T., Steffen, B., Meyers, U-N., Kaupenjohann, M., Wilcke, W., Michalzik, B. & Siemann, J. (2019). Dissolved organic matter characteristics of deciduous and coniferous forests with variable management: different at the source, aligned in the soil. *Biogeosciences*, 16: 1411-1432. <https://doi.org/10.5194/bg-16-1411-2019>

- Tranvik, L. J., Downing, J. A., Cotner, J. B., Loiselle, S. A., Striegl, R. G., Ballatore, T. J., Dillon, P., Finlay, K., Fortino, K., Knoll, L. B., Kortelainen, P. L., Kuster, T., Larsen, S., Laurion, I., Leech, D. M., McCallister, S. L., McKnight, D. M., Melack, J. M., Overholt, E., ... & Weyhenmeyer, G. A. (2009). Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and Oceanography*, 54(6-2): 2298-2314.
https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6_part_2.2298
- Védère, C., Lebrun, M., Honvault, N., Aubertin, M-L., Girardin, C., Garnier, P., Dignac, M-F., Houben, D. & Rumpel, C. (2022). How does soil water status influence the fate of soil organic matter? A review of processes across scales. *Earth-Sciences Reviews*, 234(104214).
<https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2022.104214>
- Warkentin, M., Freese, H. M., Karsten, U. & Schumann, R. (2007). New and fast method to quantify respiration rates of bacterial and plankton communities in freshwater ecosystems by using optical oxygen sensor spots. *American Society for Microbiology*, 73 (21).
<https://doi.org/10.1128/AEM.00405-07>
- Watson, C. J., Mazzei, R., Bourgeois, B., Smedbol, É. Guiraud, N., Félix-Faure, J., Damar, H., Tremblay, M., Bordeleau, P-A., Vaillancourt, M., Bertolo, A., Cabana, G., Campeau, S., Doyon, M., Fournier, V., Fugère, V., Gravel, V., Guillemette, F., Halde, C., ... & Proulx, R. (2024). Towards sustainable agricultural landscapes : Lessons from an interdisciplinary research-based framework applied to Stain Lawrence floodplain. *Basic and Applied Ecology*, 80: 11-22. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2024.07.005>
- Webb, J. R., Santos, I. R., Maher, D. T., Macdonald, B., Robson, B., Isaac, P., & McHugh, I. (2018). Terrestrial versus aquatic carbon fluxes in a subtropical agricultural floodplain over and annual cycle. *Agricultural and forest meteorology*.
<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.06.015>
- 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):4702-8. doi: 10.1021/es030360x.
- Guo, Z., Wang, Y., Wan, Z., Zuo, Y., He, L., Li, D., Yuan, F., Wang, N., Liu, J., Song, Y., Song, C. & Xu, X. (2020). Soil dissolved organic carbon in terrestrial ecosystems: global budget, spatial distribution and controls. *Global Ecology and Biogeography*, 12: 2159-2175. Doi 10.1111/geb.13186
- Yabusaki, S. B., Wilkins, M. J., Fang, Y., Williams, K. H., Arora, B., Bargar, J., Beller, H. R., Bouskill, N. J., Brodie, E. L., Christensen, J. N., Conrad, M. E., Danczak, R. E., King, E., Soltanian, M. R., Spycher, N. F., Steefel, C. I., Tokunaga, T. K., Versteeg, R., Waichler, S. R. & Wainwright, H. M. (2017). Water table dynamics and biogeochemical cycling in a shallow, variably-saturated floodplain. *Environmental Sciences and Technology*, 51(6): 3307-3317. doi: 10.1021/acs.est.6b04873.
- Young, I. M. & Crawford, J. W. (2004). Interactions and self-organization in the soil-microbe complex. *Science*, 304(5677): 1634-7. doi: 10.1126/science.1097394

- Zhang, X., Yu, H., Gao, H., Lu, K. & Liu, D. (2022). Explore variations of DOM components in different landcover areas of riparian zone by EEM-PARAFAC and partial least squares structural equation model. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 291(122300). doi: 10.1016/j.saa.2022.122300. Epub 2022 Dec 31.
- 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, 45-50. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(98\)00166-0](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(98)00166-0)

Supplementary material

Station / Position		Latitude (DD.dd°)	Longitude (DD.dd°)	Elevation (m NMM)
AG1	center	46.16757	-72.68807	5.85
	border			5.79
	riparian			5.50
AG2	center	46.17053	-72.68331	5.69
	border			5.52
	riparian			5.21
AG3	center	46.1793	-72.66892	5.41
	border			5.30
	riparian			4.85
ME1	center	46.16811	-72.69597	5.17
	border			5.27
	riparian			4.91
ME2	center	46.17383	-72.68574	5.14
	border			5.00
	riparian			5.09
ME3	center	46.18458	-72.67137	4.95
	border			4.97
	riparian			4.54
FO1	center	46.16943	-72.69212	5.40
	border			5.28
	riparian			5.26
FO2	center	46.18614	-72.66901	5.30
	border			5.26
	riparian			5.13
FO3	center	46.18784	-72.66239	5.22
	border			5.21
	riparian			5.22

Table S1. Geographic location and elevation of sampling sites.

Elevation at each station center position was determined using GPS location combined with a high-resolution raster derived from a drone survey conducted as part of the Pôle project (Campeau et al., 2024). Elevations for the border and riparian positions were measured in situ using a line level referenced to the center.

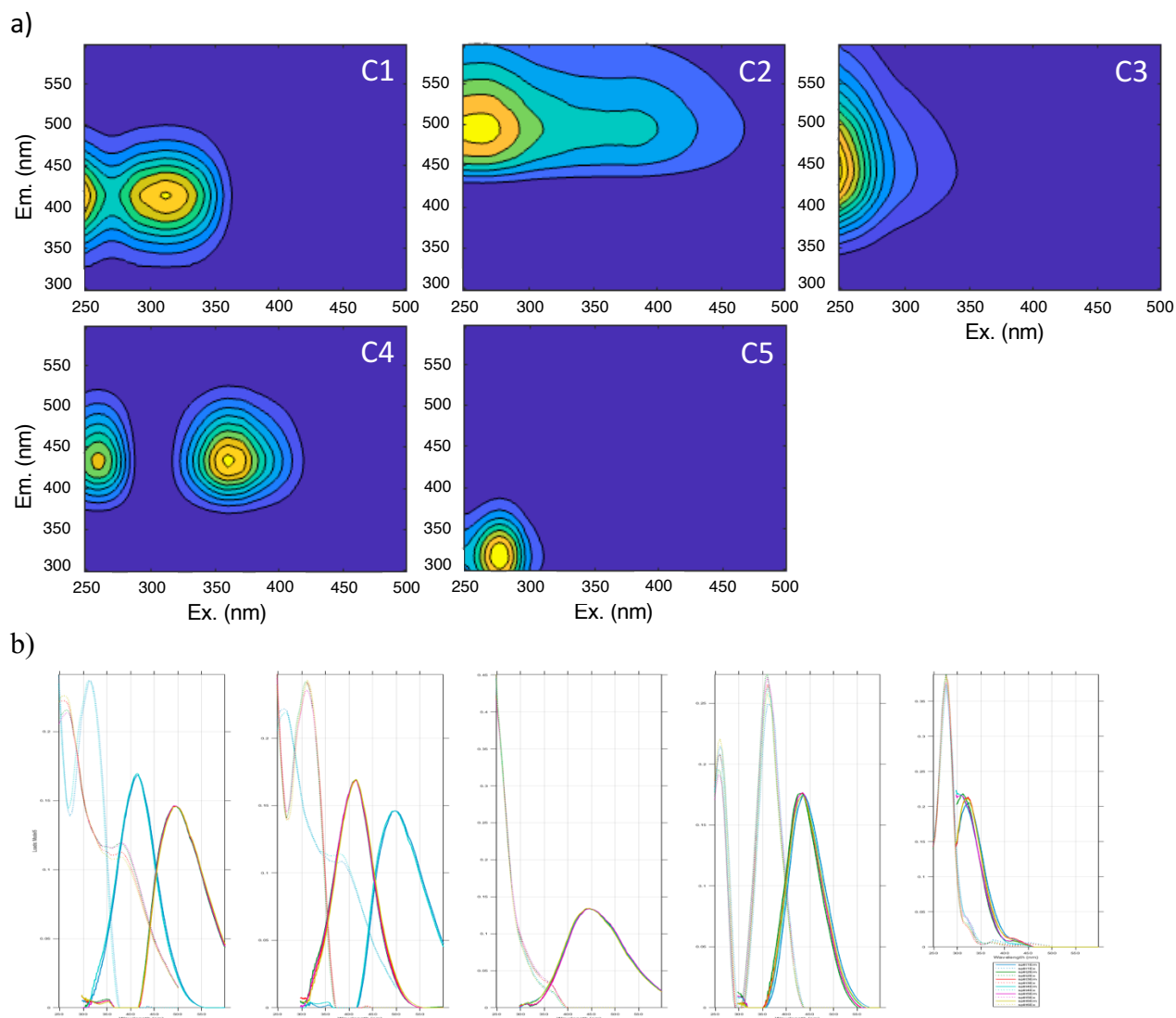


Figure S1. Excitation-emission (Ex/Em) spectra of the five components identified by PARAFAC modeling of DOM in soil pore water samples.

a) Components C1-C5 were characterized as follows: C1 represents a microbial humic-like fluorophore; C2 corresponds to terrestrial humic-like peaks A and C; C3, associated with peak A, is a terrestrial humic-like component that has been linked to lignin-derived byproducts; C4 most closely resembles a RED-shifted peak C and reflects a mixture of humic- and fulvic-like fluorophores; and C5 is a protein-like component most closely resembling tyrosine-like fluorescence. **b)** Split-half validation of the five-component PARAFAC model. Components were considered validated when excitation and emission loadings were reproducible across splits and corresponded to the full dataset model.

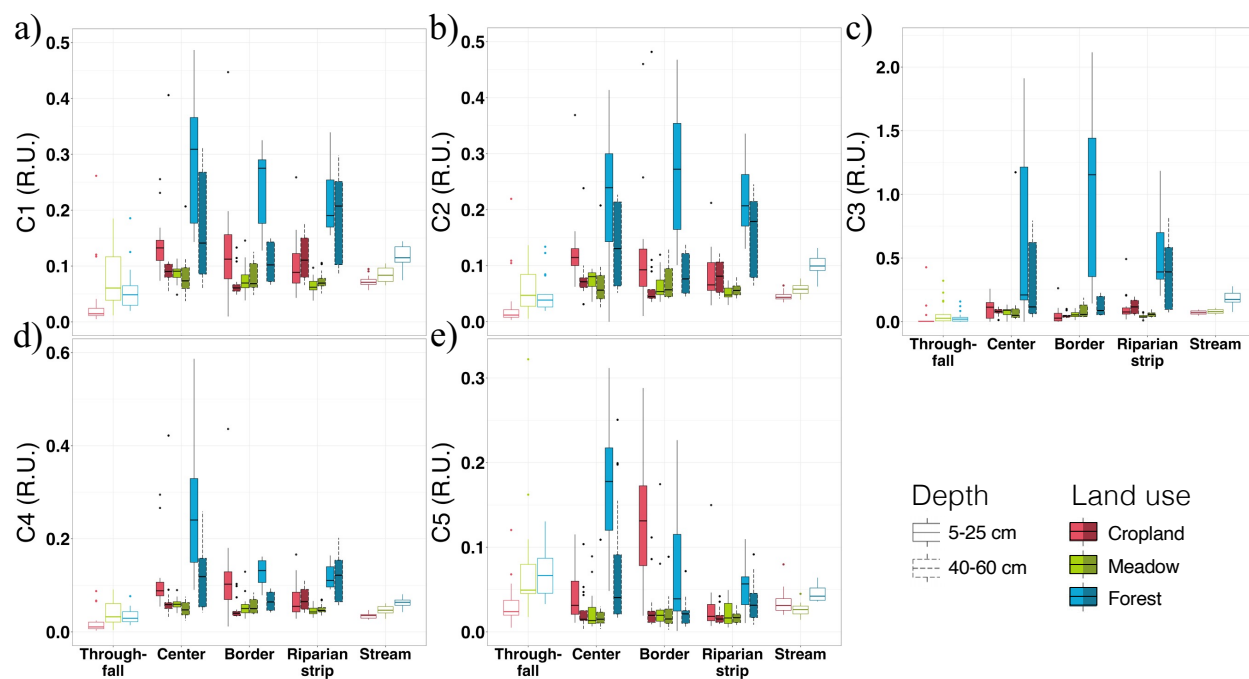


Figure S2. Fluorescence intensities of PARAFAC components along the soil-water interface. Soil pore water DOM components are expressed in Raman Units (R.U.) as normalized measure of fluorescence intensity. Components are described as follows: **a)** C1 is microbial humic-like; **b)** C2 is terrestrially-derived humic-like; **c)** C3 is terrestrially-derived humic-like of lignin-derived by-products; **d)** C4 is a mixture of humic- and fulvic-like acids; and **e)** C5 is a protein-like component, closely resembling tyrosine.

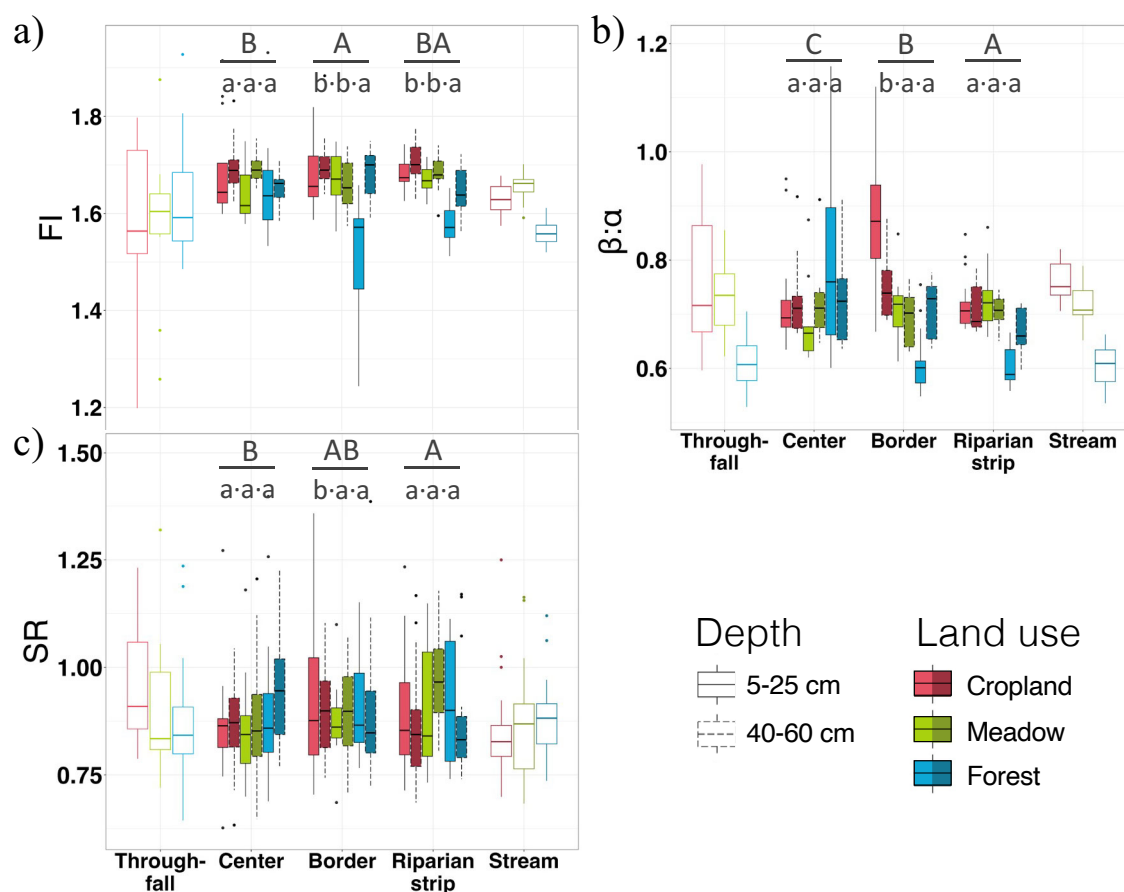


Figure S3. Patterns of DOM spectral indices along the soil-water interface.

a) The fluorescence index (FI) estimates the relative contribution of microbially derived versus terrestrial (plant- or soil- derived) DOM. Values $> \sim 1.68$ are typically associated with microbial sources, whereas values $< \sim 1.23$ indicate predominantly terrestrial sources. **b)** The freshness index ($\beta:\alpha$) reflects the relative contribution of recently produced DOM and is commonly used as a proxy for DOM lability. Higher values indicate a greater proportion of freshly produces, less humified material, whereas lower values suggest more processed humified DOM. **c)** The slope ratio (S_R) was used as an indicator of DOM molecular weight, with lower values associated with higher molecular weight compounds and higher values indicating lower molecular weight. Within the soil compartment, Sidak-adjusted pairwise comparisons were conducted, and compact letter displays were generated where uppercase letters indicate differences between positions, and lowercase letters indicate differences among land uses within each position (cropland, meadows, and forests).

Chapitre 4

La contribution des sols au flux de carbone vers la colonne d'eau en période d'inondation dans le littoral du lac Saint-Pierre

Contributions de l'auteur

L'idée initiale de cette expérience a été proposée par François Guillemette et Vincent Maire et une partie limitée des résultats figure dans le rapport du Pôle (voir Campeau et al., 2024). Jessika Malko a élaboré le plan détaillé de l'expérience, incluant l'approche méthodologique et la construction des incubateurs, réalisé les campagnes d'échantillonnage, effectué les analyses en laboratoire et les mesures instrumentales, et mené l'analyse des données dans RStudio. Pour le manuscrit présenté ici, l'élaboration des interprétations et la rédaction du manuscrit ont été réalisées par Jessika Malko.

Préface

Réalisé dans le cadre du projet du Pôle d'expertise multidisciplinaire sur le littoral du Lac Saint-Pierre (Campeau et al., 2024), ce chapitre constitue une contribution complémentaire au chapitre précédent. L'expérience en laboratoire dont il est question vise à caractériser le carbone organique dissous et les matières organiques dissoutes libérés par les sols vers la colonne d'eau au cours d'une inondation simulée. En ciblant la période de crue, ces travaux documentent un moment clé du cycle hydrologique de la plaine inondable du lac Saint-Pierre et contribuent à approfondir la compréhension des transferts de carbone entre les compartiments terrestre et aquatique dans ce système.

Résumé

Les plaines inondables constituent des zones de transfert actives de carbone entre les compartiments terrestre et aquatiques, particulièrement lors des crues printanières. Bien que l'usage des terres soit reconnu comme un facteur structurant des flux de carbone, les dynamiques des transferts à l'interface sol-eau demeurent peu documentées en période d'inondation. Par la simulation d'inondation sur des carottes de sol en laboratoire, cette étude vise à quantifier le carbone organique dissous et à qualifier les matières organiques dissoutes transférées à partir du sol vers la colonne d'eau selon l'usage des terres. Les résultats suggèrent que, bien que la mobilisation du COD demeure relativement conservatrice pour la majorité des usages, une inondation prolongée peut provoquer un basculement vers des conditions anoxiques qui amplifie considérablement les transferts—tel qu'observé dans les vieilles prairies. Contrairement à ce que le Flood Pulse Concept laisserait entendre, les crues ne semblent pas être le moment de transfert massif de carbone dissous anticipé—du moins pour la fraction dissoute issue des sols.

4.1 Introduction

Les sols ont la capacité d'emmagasiner du carbone sur des échelles millénaires (He et al., 2016), notamment grâce à l'incorporation de matières organiques (MO), comme la litière végétale ou la biomasse microbienne. Le carbone organique dissous (COD), principale composante des matières organiques dissoutes (MOD) (Bolan et al., 2011), constitue la fraction la plus mobile du carbone dans les sols (Zimmerman et al., 2006). Les molécules constituant ces MOD sont mobilisées en profondeur par infiltration et transportées vers les cours d'eau par le ruissellement de surface. Leur stabilisation s'opère essentiellement par incorporation dans les agrégats ou par adsorption à la matrice minérale. L'importance relative de ces processus augmente avec le degré d'altération des MO, mais cette protection contre une dégradation supplémentaire demeure réversible (Lehmann & Kleber, 2015).

Les sols constituent une source majeure de carbone pour les milieux aquatiques. Depuis les années 2000, on reconnaît pleinement l'importance de ces transferts, et les estimations de ces flux terrestres-aquatiques ont été révisées à la hausse à plusieurs reprises (Tank et al., 2018). Ces flux sont fortement influencés par les choix d'utilisation du sol et les pratiques de gestion qui en découlent. La conversion des sols naturels en terres agricoles constitue l'un des facteurs anthropiques les plus importants (IPCC, 2023). Cet usage, en particulier, entraîne une déstructuration de la matrice du sol, qui amplifie les pertes de carbone, soit directement par le lessivage, soit indirectement en augmentant l'exposition du carbone à la dégradation microbienne.

En raison de leurs sols riches et fertiles, les plaines inondables figurent parmi les écosystèmes les plus convoités pour l'agriculture. Bien que ces milieux représentent globalement une faible superficie, ils contribuent proportionnellement à d'importants flux latéraux de carbone vers les milieux aquatiques (Junk et al., 1989), comme l'a montré une étude dans un bassin versant où les zones ripariennes représentent la principale source de COD dans les cours d'eau (Werner et al., 2021). Alors que le chapitre précédent a établi que les plaines inondables constituent, en fin de compte, de vastes zones ripariennes, les transferts de carbone à l'interface sol-eau de ces milieux transitoires demeurent encore peu documentés en période de crue.

Dans le cadre de ce projet, une expérience a été menée à partir de sols prélevés dans le secteur inondable de Baie-du-Febvre, situé sur la rive sud du lac Saint-Pierre. Ce secteur, déjà utilisé dans le chapitre précédent, a été retenu en raison de l'homogénéité pédologique relative de

ses sols et de la présence de divers modes de gestion d'intensité variable. L'utilisation du même milieu d'étude permet d'inscrire ce travail dans la continuité des analyses précédentes et de compléter le portrait des transferts de carbone en s'intéressant à une période clé du cycle annuel : la crue printanière.

Le premier objectif de ce projet était de quantifier et de qualifier le transfert terrestre de carbone depuis les sols de la plaine inondable vers la colonne d'eau au cours d'une crue printanière typique. Pour ce faire, une expérience d'ennoiement a été menée sur des carottes de sol en laboratoire afin de contrôler certains facteurs environnementaux susceptibles d'influencer les transferts de carbone. Le prélèvement d'échantillons a été réalisé à intervalles réguliers, afin de suivre l'évolution de la concentration de COD et de la composition des MOD tout au long de l'inondation. Nous supposons que la colonne d'eau atteindra un point de saturation, ce qui devrait entraîner un plateau des concentrations, la composition étant susceptible de varier en fonction de l'usage des sols. Le deuxième objectif visait à déterminer si l'utilisation des terres le long d'un gradient de naturalité—des parcelles agricoles intensivement cultivées aux prairies et à la forêt naturelle—influence la quantité et la qualité du carbone (COD et MOD) transféré vers la colonne d'eau. Nous posons l'hypothèse que les milieux plus naturels libéreraient une MOD plus complexe que les systèmes agricoles, susceptible de moduler le métabolisme microbien. Ces observations permettront de mieux comprendre comment la quantité et la qualité des MO transférées influencent le métabolisme microbien et, plus largement, le rôle des plaines inondables dans le transfert du carbone.

4.2 Matériel et Méthodes

4.2.1. Échantillonnage

Le projet présenté dans ce chapitre s'inscrit dans la continuité du précédent en s'intéressant au même secteur d'étude. Les informations générales sur la région de Baie-du-Febvre sont décrites au chapitre 3.2.1. Les sites utilisés ici sont issus du projet du Pôle (Campeau et al., 2024) et se situent dans les mêmes milieux que ceux étudiés précédemment, bien qu'ils ne correspondent pas exactement aux mêmes points d'échantillonnage (Fig. 4.1). Choisis en fonction du gradient d'utilisation des terres, ces sites sont : BAIE-01 (pratique agricole conventionnelle), BAIE-07 (nouvelle prairie), BAIE-09 (vieille prairie), et BAIE-NA-01 (forêt naturelle). Sur chaque site, un bloc de sol de 30 x 30 x 20 cm a été récolté et conservé au congélateur (-18 °C). L'échantillonnage a été réalisé le plus tard possible à l'automne (1^{er} décembre 2023), soit après les premières gelées, afin de simuler une inondation sur un sol ayant subi l'effet du gel hivernal, comme c'est le cas dans la plaine au printemps.

La rivière Saint-François, principal tributaire influençant le secteur BDF en période de crue, a été échantillonnée à partir de la descente de bateau municipale de Pierreville. L'eau a été prélevée à l'aide d'un sceau préalablement rincé à l'acide (HCl 10 %) et à l'eau Milli-Q, puis conservée à 4 °C jusqu'au début de l'expérience en janvier 2024. Un compost à fort contenu en matières organiques a également été échantillonné et utilisé comme contrôle positif au cours de l'expérience. Les matières incluses dans la production de ce compost étaient les suivantes : fientes de poule (50 %), copeaux de bois d'essences feuillues (30 %), déchets de préparation de table (15 %), cendres de foyer domestique (5 %), et feuilles d'automne d'érable rouge et de chêne rouge (traces). Produit de façon artisanale à petite échelle, ce compost a été exposé aux intempéries et retourné mensuellement sur une période de huit mois. L'échantillonnage de cette matière organique sous forme de compost a été réalisé selon le même protocole que pour les échantillons de sol.

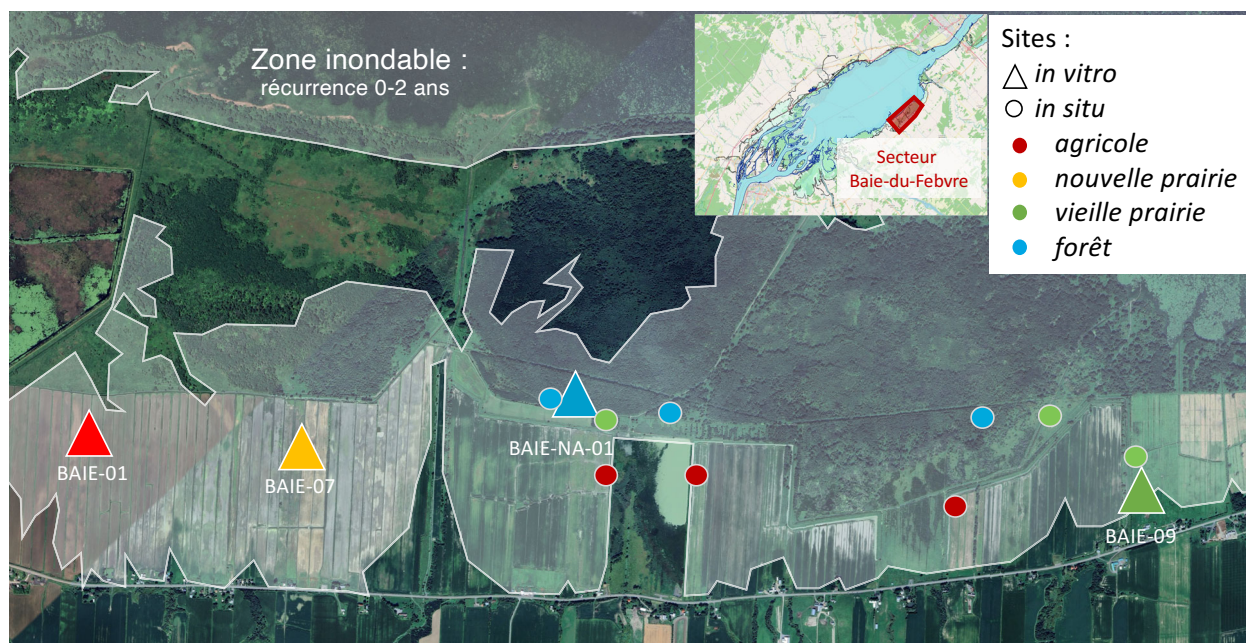


Figure 4.1. Carte de localisation des sites d'échantillonnage pour l'expérience d'ennoiement de sols. Le secteur Baie-du-Febvre, localisé sur la rive sud du lac Saint-Pierre, est une zone inondable dont la récurrence 0-2 ans des crues printanières atteignent la zone blanche en transparence. Les ronds représentent les points d'échantillonnage du volet terrain (Chapitre 3) tandis que les triangles représentent les emplacements où les échantillons de sols ont été prélevés pour réaliser l'expérience en laboratoire.

L'expérience consistait à inonder quatre carottes de sol par traitement, découpées à partir des blocs de sol préalablement récoltés *in situ*. Chaque carotte mesurait 15 cm de hauteur par 7,62 cm de diamètre, et était insérée dans un tube en polycarbonate de 120 cm de long. Chaque carotte a été submergée sous une colonne d'eau de 100 cm de hauteur, correspondant à la hauteur moyenne typique observée dans la plaine (Campeau et al., 2024). Des tubes contenant uniquement de l'eau de la rivière Saint-François ont servi de contrôle négatif. Puisque l'objectif de l'expérience était d'étudier uniquement les transferts en provenance du sol, chaque tube a été recouvert de papier d'aluminium afin de bloquer la lumière et d'empêcher l'activité d'organismes autotrophes. Le dispositif a été maintenu à une température ambiante de $17 \pm 1,5$ °C. L'expérience s'est déroulée sur 29 jours, avec deux échantillonnages par semaine pour la caractérisation de la matière organique et un échantillonnage par semaine pour les mesures de métabolisme microbien. Le premier prélèvement a été réalisé 24 h après l'ennoiement, afin de permettre le dépôt des particules et la stabilisation de la colonne d'eau. Avant chaque prélèvement, l'eau a été remuée manuellement

à l'aide d'une spatule en acier inoxydable afin d'assurer l'homogénéité de la colonne d'eau et, par conséquent, celle de l'échantillon.

4.2.2. Analyses

Pour chaque échantillonnage, 80 mL d'eau ont été prélevés pour l'analyse du COD et des MOD (n=216), et 30 mL pour l'analyse du métabolisme microbien (n=120). Les analyses de concentration en COD, des indices spectraux et de composition des MOD ainsi que les indicateurs du métabolisme bactérien ont été réalisés selon les méthodes décrites dans le chapitre précédent (section 3.2.4.). Seule l'analyse PARAFAC diffère : plutôt que de construire un nouveau modèle, les matrices EEM ont été projetées sur le modèle PARAFAC préalablement développé à partir des échantillons d'eau de pores du volet terrain (section 3.2.4.), assurant ainsi la comparabilité des composantes fluorescentes entre les deux volets de l'étude. Au total, 20 % de la colonne d'eau a été prélevée au terme des cinq semaines sur lesquels s'est déroulée l'expérience; l'eau prélevée n'a pas été remplacée, simulant ainsi l'effet naturel de l'exondation.

4.3 Résultats

4.3.1. COD

Les concentrations de COD ont montré une réponse temporelle significative, avec des tendances contrastées selon les usages des sols (Figure 4.2; Tableau 4.1). Les concentrations initiales en COD s'élevaient en moyenne à $7,7 \text{ mg L}^{-1}$ pour l'ensemble des traitements. Dès le début de l'expérience, les valeurs ont augmenté, de manière marginale pour la forêt, de manière marquée pour les matières organiques (compost), et de manière exponentielle pour les vieilles prairies à partir du jour 18. En fin d'expérience, les concentrations atteignaient respectivement 8,2, 18,9 et 11,5 mg L^{-1} . Pour les vieilles prairies, cette augmentation a coïncidé avec la détection d'une odeur de H_2S dans la colonne d'eau. Pour le traitement de compost enrichi en matières organiques, les valeurs ont plus que doublé et ont semblé atteindre un plateau lors des deux dernières mesures. Une légère diminution de COD a été observée dans les incubations de la nouvelle prairie (-11 %), tandis que les sites d'agriculture conventionnelle n'ont présenté aucun changement et ne se différenciaient pas du contrôle, l'eau de la rivière Saint-François, qui a légèrement diminué de 5 %. Il est à noter qu'un site de vieille prairie s'est démarqué en cours d'incubation (triangle vert). Les valeurs aberrantes pour ce site sont affichées à titre informatif dans les différentes figures, mais ont été exclues des analyses statistiques.

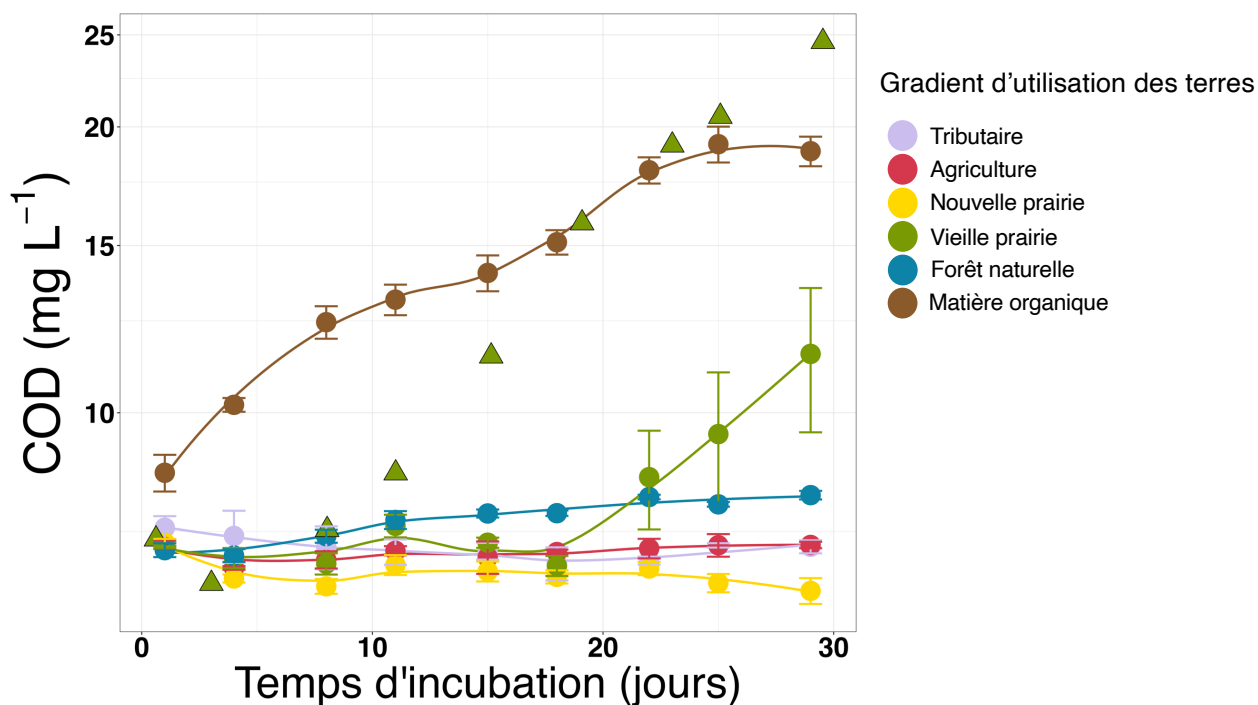


Figure 4.2. Concentration en carbone organique dissous (COD) des différents traitements tout au long de l'incubation. Les points indiquent la valeur moyenne des quatre réplicats pour chaque traitement, et les barres d'erreur représentent l'écart-type. Les triangles représentent les valeurs aberrantes observées dans l'un des réplicat du traitement de vieille prairie, où le potentiel redox est devenu réducteur plus tôt que dans les autres.

4.3.2. MOD

Indices spectraux

Les indices optiques des MOD montrent peu de tendances claires malgré des variations significatives au cours du temps et entre les traitements (Tableau 4.1). La majorité des usages présentent des tendances relativement stables, caractérisées par de légères oscillations au fil du temps de l'incubation (Figure 4.3). Seul le traitement enrichi en matières organiques (contrôle positif) et les vieilles prairies se distinguent des dynamiques temporelles marquées.

Tableau 4.1. Résultats des ANOVA de l'expérience d'ennoiement des sols.

L'analyse de la variance a été réalisée pour l'ensemble des variables mesurées au cours de l'expérience laboratoire. Le traitement de matières organiques enrichies (contrôle positif) et les valeurs aberrantes observées pour l'un des réplicats du traitement de vieille prairie en sont exclus.

Variable	Unité	Jour	Usage	Jour * Usage
<i>Carbone</i>				
COD	mg L ⁻¹	***	***	***
<i>Indices spectraux MOD</i>				
C1	% F _{MAX}	***	***	***
C2	% F _{MAX}	**	***	***
C3	% F _{MAX}	p = 0,233	***	p = 0,073
C4	% F _{MAX}	**	***	***
C5	% F _{MAX}	p = 0,129	***	***
FI	-	p = 0,095	***	p = 0,256
β:α	-	***	***	p = 0,683
S _R	-	***	***	***
HIX	-	***	***	***
SUVA ₂₅₄	L mg ⁻¹ m ⁻¹	***	***	p = 0,102
<i>Métabolisme bactérien</i>				
BP	μg C L ⁻¹ h ⁻¹	**	***	**
BR	μg C L ⁻¹ h ⁻¹	**	***	***
BGE	%	***	p = 0,097	***

Dans les vieilles prairies, l'indice d'humidité (HIX) et le rapport de poids moléculaire (S_R) ont diminué à partir du jour 18, parallèlement à l'augmentation de la concentration en COD. Cette diminution de l'humidité, associée à l'augmentation du poids moléculaire, suggère une agrégation de petites molécules sous conditions anaérobiques. Pour le traitement enrichi en matières organiques, le S_R a augmenté progressivement tout au long de l'incubation, accompagné d'une hausse rapide de l'indice de fraîcheur (β:α) et de la fluorescence (FI), qui tendent à se stabiliser autour du jour 11. Ce changement vers un signal plus frais et microbien que terrestre indique que l'activité microbienne a été stimulée dès le début de l'ennoiement.

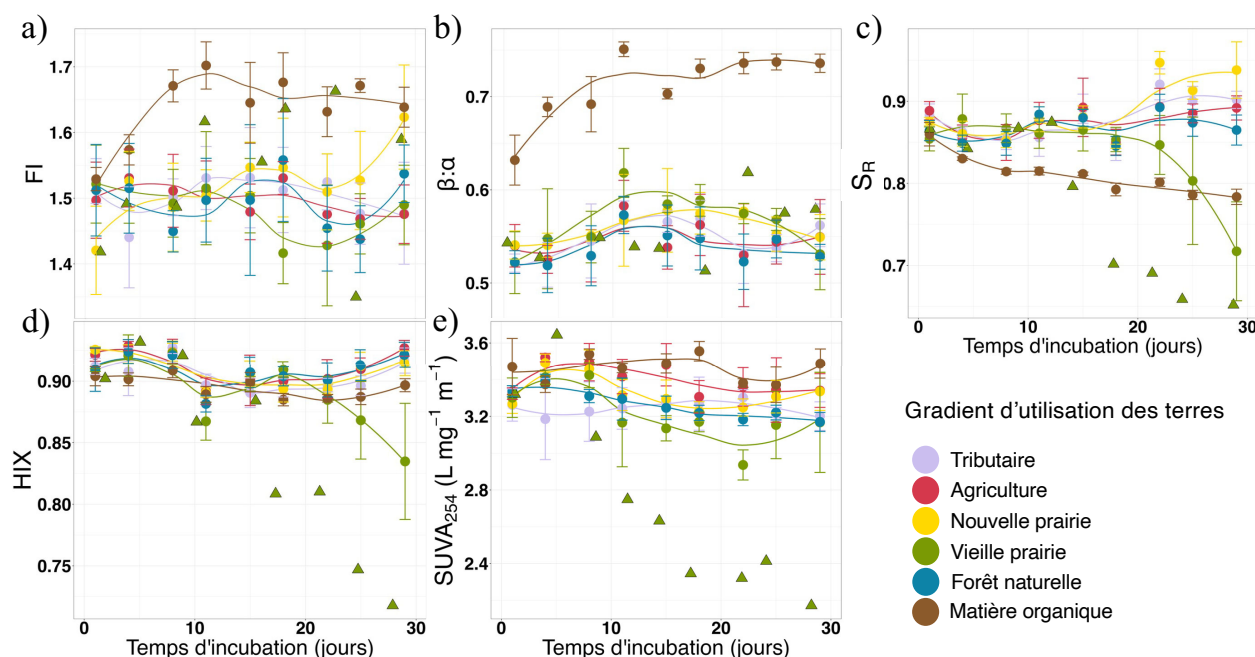


Figure 4.3. Influence de l'usage des terres sur la valeur des indices spectraux de la MOD.

La qualité chimique des échantillons de l'engorgement sont interprétés à partir d'indices tirés de la fluorescence et de l'absorbance : **a)** l'indice de fluorescence (FI) estime la contribution relative de la MOD d'origine microbienne vs terrestre; **b)** l'indice d'humidité (HIX) reflète la labilité des MOD, des valeurs plus élevées correspondent à des molécules plus complexes ; **c)** l'indice de fraîcheur ($\beta:\alpha$) reflète la proportion de MOD fraîchement produite et constitue un proxy de la labilité ; **d)** le ratio spectral (S_R) est un indicateur du poids moléculaire où les valeurs plus élevées représentent un poids plus léger et les valeurs inférieures un poids plus lourd; et **e)** l'aromaticité ($SUVA_{254}$) indique que des valeurs faibles (<2) correspondent à des matières plus aliphatiques tandis que les valeurs élevées (>4) correspondent à des matières aromatiques, associées à une origine terrestres. Les points indiquent la valeur moyenne des sites et les barres d'erreur l'écart-type. Les triangles représentent les valeurs aberrantes observées pour l'un des réplicat du traitement de vieille prairie.

Composantes PARAFAC

L'identification et l'interprétation des composantes PARAFAC (C1 à C5) sont identiques à celles présentées au chapitre précédent (section 3.2.4.). Les contributions relatives des composantes varient significativement selon l'usage des sols, avec des effets temporels et des interactions Jour x Usage significatifs pour la majorité des composantes (Tableau 4.1). L'analyse visuelle des variations temporelles confirme les tendances observées précédemment entre les traitements, les matières organiques et la vieille prairie se démarquant nettement des autres usages (Figure 4.4). Pour le contrôle, l'agriculture, la nouvelle prairie et la forêt, une augmentation marginale des contributions relatives des composantes C1, C2 et C4 est observée, concomitante à une diminution proportionnelle de la composante C5, tandis que l'évolution de la composante C3 est limitée et

varie selon l'usage des sols. Pour le traitement enrichi en matières organiques, l'augmentation marquée de la composante C1 s'accompagne d'une réduction des composantes C2 et, dans une moindre mesure, des composantes C4 et C5. Ces tendances concordent avec l'augmentation des indices de fluorescence et de fraîcheur observée précédemment au cours de l'incubation. Pour la vieille prairie, l'évolution est principalement caractérisée par une augmentation marquée de la composante protéique (C5), accompagnée d'une réduction relative des composantes C1, C2 et C4. Il s'agit du seul traitement qui présente une hausse de C5, en accord avec la dynamique identifiée autour du jour 18, comme noté précédemment pour le COD.

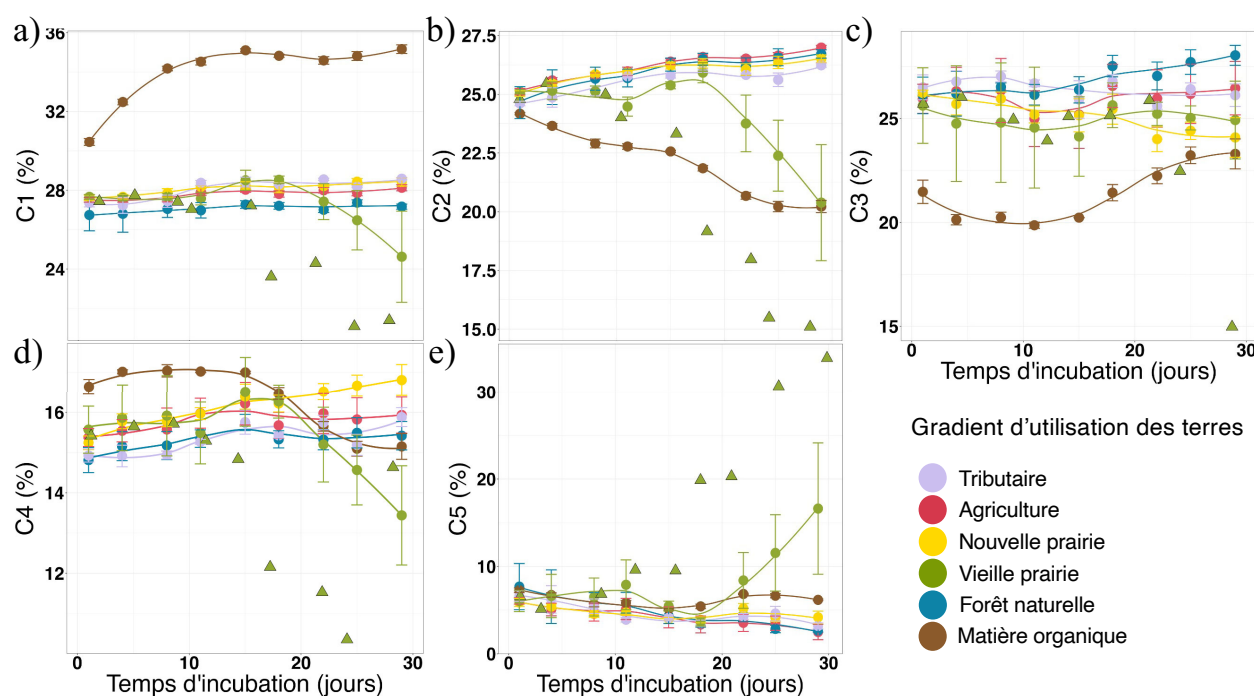


Figure 4.4. Influence de l'usage des terres sur la proportion (%) des composantes PARAFAC. Le modèle PARAFAC, développé à partir d'échantillons d'eau de pores du sol, comporte les composantes suivantes : **a)** matières humiques d'origine microbienne; **b)** matières humiques d'origine terrestre; **c)** matières humiques issues de la dégradation de lignine; **d)** matières humiques représentant un mélange d'acides humiques et fulviques; et **e)** matières protéiques. Les points indiquent la moyenne des sites et les barres d'erreur l'écart-type. Les triangles représentent les valeurs aberrantes observées pour l'un des réplicat du traitement de vieille prairie.

4.3.3. Métabolisme microbien

Les indicateurs du métabolisme microbien ont montré des variations significatives au cours du temps et entre les traitements pour la plupart des mesures (Tableau 4.1), à l'exception de

l'efficacité de la croissance bactérienne (BGE). Excluant les sites de vieille prairie et le traitement enrichi en matières organiques, la biomasse bactérienne (BP) et la respiration (BR) ont diminué en moyenne d'environ 50 % et d'un facteur 3, respectivement (Figure 4.5). Le sol de vieille prairie se distingue par une augmentation marquée du métabolisme bactérien à partir du jour 18, avec un taux de production passant de 1,48 à 5,13 $\mu\text{g C L}^{-1} \text{ h}^{-1}$, et une respiration de 1,83 à 23,33 $\mu\text{g C L}^{-1} \text{ h}^{-1}$, soit respectivement ~ 3 et ~ 13 fois les valeurs initiales. Le traitement enrichi en matières organiques a doublé sa production bactérienne, passant de 1,7 à 3,88 $\mu\text{g C L}^{-1} \text{ h}^{-1}$, alors que la respiration a augmenté d'environ 8 fois, passant de 2,86 à 22,79 $\mu\text{g C L}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Dans les incubations de l'eau de la rivière Saint-François (contrôle), une hausse graduelle est observée dès le jour 8, compensant la baisse initiale après l'enneigement, ce qui pourrait refléter le temps d'adaptation nécessaire de la communauté bactérienne aux nouvelles conditions d'inondation.

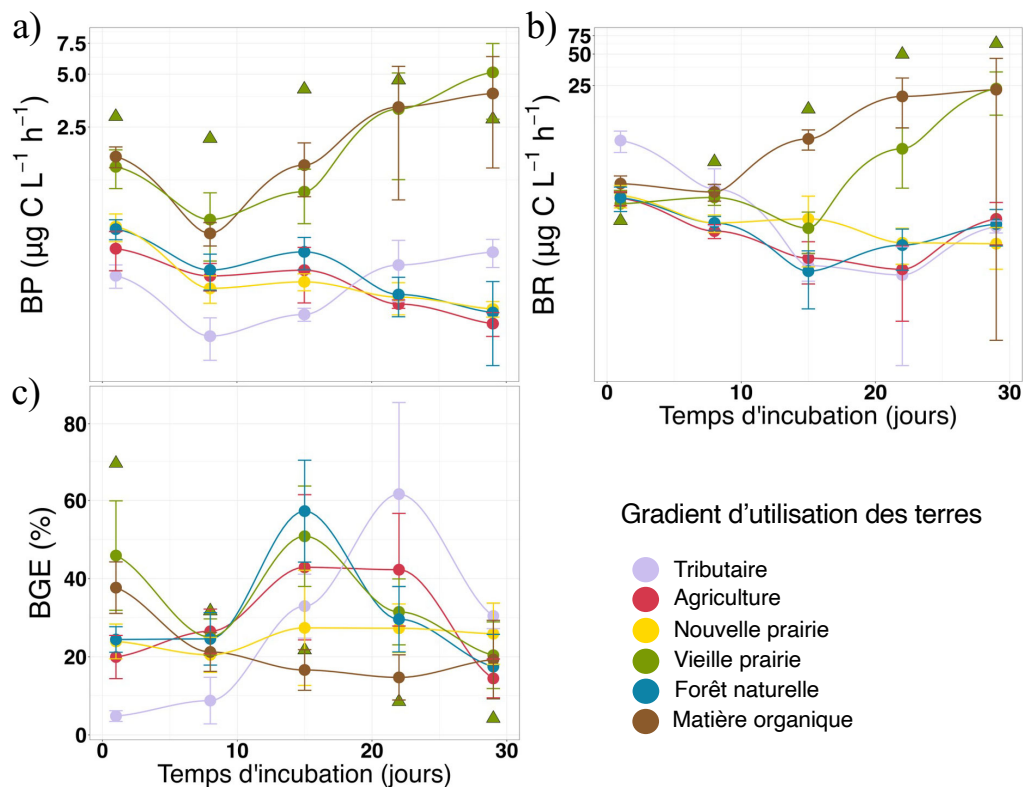


Figure 4.5. Métabolisme bactérien au cours de l'enneigement des sols selon leur usages.

Le métabolisme a été évalué en fonction de : **a)** la productivité bactérienne (BP), qui représente le taux d'incorporation du carbone dans la biomasse; **b)** la respiration (BR), qui correspond à la fraction du carbone allouée au métabolisme basal; et **c)** l'efficacité de la croissance bactérienne (BGE), qui fait le lien entre les mesures BP et BR, en indiquant la fraction de carbone incorporée relativement à celle respirée. Les points indiquent la valeur moyenne des sites et les barres d'erreur l'écart-type. Les triangles représentent les valeurs aberrantes observées pour l'un des réplicat du traitement de vieille prairie.

Calculée à partir de la biomasse et de la respiration, l'analyse de la BGE révèle des tendances différenciées selon les traitements, reflétant des réponses variées de la communauté bactérienne. Dans l'ensemble, une tendance en forme de cloche est apparente pour le contrôle, l'agriculture, la forêt et la vieille prairie, avec une BGE initiale d'environ 20 %, atteignant un maximum compris entre 40 et 60 % au cours de la période allant du jour 8 au jour 29. Cette évolution suggère que la stimulation initiale de l'activité bactérienne est rapidement suivie d'une limitation probable des ressources, reflétée par une diminution de la biomasse bactérienne (BP). En revanche, la BGE du traitement enrichi en matières organiques a diminué d'environ 50%, en raison d'une respiration nettement plus élevée que la production, indiquant que les bactéries exploitent pleinement les ressources disponibles sans limitation apparente. Finalement, l'efficacité de la croissance bactérienne de la nouvelle prairie est restée stable tout au long de l'ennoiement (~25 %).

4.4 Discussion

4.4.1. Synthèse des principaux résultats

L'expérience d'enneigement a permis d'isoler et de quantifier les dynamiques de transfert et de transformation du carbone organique dissous à partir des sols d'une plaine inondable, en simulant une crue prolongée tout en dissociant les processus biogéochimiques internes des variations hydrologiques naturelles. Les cycles de mouillage des sols influencent fortement la mobilisation du COD; la réhumification après une période de dessiccation provoquant une libération importante de carbone, dont l'intensité augmente avec la durée de l'assèchement préalable (Kim et al., 2015). En cohérence avec ces observations, nos résultats indiquent qu'environ 18 jours d'enneigement ont été nécessaires pour que le système évolue vers des conditions réductrices, du moins dans les vieilles prairies. En contexte naturel, une crue printanière prolongée peut ainsi entraîner une diminution du potentiel redox, favorisant la dissolution et la désorption du carbone précédemment adsorbé et protégé au sein de la matrice minérale du sol. Une fois mobilisé, ce carbone devient susceptible d'être exporté vers les milieux aquatiques lors de la décrue. Une étude suggère que les épisodes de crue peuvent représenter une part dominante des exportations de carbone terrestre, atteignant jusqu'à 70-77 % (Webb et al., 2018). Ces dynamiques s'inscrivent dans le cadre conceptuel du *Flood Pulse Concept*, selon lesquels les crues constituent le moteur écologique des systèmes fluviaux en assurant la connectivité latérale et le transfert de carbone entre les compartiments terrestre et aquatique (Junk et al., 1989). Selon nos résultats, tous les usages des terres ne contribuent pas de manière équivalente à cette dynamique. Les vieilles prairies, en particulier, ont montré une mobilisation et une transformation du carbone accrue sous conditions anoxiques prolongées, suggérant qu'elles pourraient jouer un rôle fonctionnel disproportionné dans l'alimentation du réseau trophique aquatiques lors de crues prolongées.

4.4.2. Évolution des transferts au cours de l'inondation

Dans cette étude, la quantité de COD et la qualité des MOD transférés du sol vers la colonne d'eau étaient fortement liées à la durée de l'inondation, comme observé dans une expérience similaire par Sao et al. (2023). Bien que l'ANOVA ait montré une variation globale significative, ces variations sont demeurées modestes pour la majorité des traitements, à l'exception de la vieille prairie et du traitement enrichi en matières organiques, dont les implications seront discutées dans le paragraphe suivant.

De manière générale, les tendances observées pour le témoin (rivière Saint-François), la parcelle agricole, la nouvelle prairie et la forêt étaient similaires pour l'ensemble des variables mesurées au cours de l'incubation. La direction de la variation du COD différait légèrement selon les traitements, alors que la composition chimique des MOD a peu évolué au cours de l'inondation. Les MOD mesurées dans la colonne d'eau présentaient une aromaticité modérée et une faible humification, avec un léger allègement du poids moléculaire au fil du temps. Cette signature indique que des composés organiques initialement adsorbés à la matrice du sol ont été mobilisés sous l'effet de l'inondation, puis partiellement dégradés.

Selon Grybos et al. (2009), la nature aromatique du COD libéré refléterait davantage la minéralisation de la matière organique que la production de métabolites microbiens. Nos observations sur le métabolisme bactérien appuient cette interprétation : la diminution de la production de biomasse, combinée à l'augmentation de la respiration en fin d'incubation, suggère que les microbes ont utilisé les MOD mobilisées pour soutenir leur métabolisme basal sans en modifier substantiellement la signature chimique globale. Ainsi, en dehors des traitements présentant des réponses amplifiées, l'inondation prolongée entraîne une mobilisation modérée et relativement conservatrice du COD.

4.4.3. Différenciation des transferts entre les usages

Bien que cette étude ait été conçue pour examiner l'effet d'usages des terres le long d'un gradient de naturalité, aucune réponse linéaire claire n'a été détectée. De manière inattendue, les forêts ont présenté des dynamiques comparables à celles des parcelles agricoles et des nouvelles prairies. Ces observations pourraient s'expliquer par des différences dans la stabilisation de la matière organique entre les usages. Même si les sols présentent, dans l'ensemble, des caractéristiques minérales similaires, les différences dans la mobilisation des MOD pourraient résulter d'une combinaison de facteurs, comme une adsorption préférentielle des composés aromatiques et humiques issues des forêts (Kalbitz et al., 2000; Groeneveld et al., 2022), ou un processus de dégradation microbienne limité en forêt que dans les prairies, en raison de contraintes d'accessibilité aux nutriments (Bramble et al., 2025).

Seuls les transferts issus du témoin enrichi en matières organiques et de la vieille prairie ont présenté des tendances distinctes pour l'ensemble des variables tout au long de l'incubation. Le traitement enrichi, constitué entièrement de matières organiques fraîches, s'est démarqué par une

importante libération de COD dès le début de l'incubation. Dépourvu de matériel minéral, le compost ne présentait aucune structure de sol à proprement parler. Cela souligne le rôle clé de la matrice minérale dans le contrôle et la régulation de la libération de carbone, via l'adsorption et la protection de la matière organique (Kalbitz et al., 2000; Lehmann & Kleber, 2015). Dans la vieille prairie, l'augmentation marquée du COD et les changements en composition chimique coïncidaient avec la détection de H₂S vers le jour 18, indiquant un basculement vers des conditions anoxiques. La prolongation de l'inondation réduit la disponibilité en oxygène et diminue le potentiel redox, contribuant ainsi à l'augmentation de la conductivité et du pH, ce qui favorise la libération de molécules organiques constituant le COD (Grybos et al., 2009; Sao et al., 2023). Toutefois, il convient de noter que les carottes de sol de prairie étaient les seuls traitements présentant des résidus végétaux au moment de la collecte, lesquels ont été conservés lors de l'incubation afin de refléter les conditions naturelles du traitement. Dans ce contexte, il demeure difficile de distinguer la contribution du profil du sol de celle issue de la dégradation des résidus aux concentrations de COD observées.

Cette transition s'est également accompagnée d'une réponse exponentielle caractérisée par une diminution relative des composantes humiques (C1, C2 et C4 %) et une augmentation de la composante protéique (C5 %), traduisant une modification qualitative du DOM mobilisé. Combiné à l'augmentation parallèle de la respiration et de la production de biomasse bactérienne, ces observations suggèrent que la communauté microbienne de la vieille prairie est mieux adaptée à l'utilisation efficace des MOD mobilisées, exploitant les substrats organiques disponibles dans les sols inondés anoxiques (Boie et al., 2025). Bien que les valeurs initiales du COD et des MOD soient sensiblement similaires pour l'ensemble des traitements, la réponse amplifiée observée uniquement dans la vieille prairie suggère une sensibilité accrue aux conditions réductrices prolongées, possiblement liées à des différences dans la qualité de la matière organique ou dans la dynamique microbienne associée à ces sols.

4.4.4. Limitations

Cette étude repose sur un dispositif expérimental contrôlé ayant volontairement découplé plusieurs composantes des crues naturelles. En plus de limiter la croissance d'organismes autotrophes, l'approche a exclu les fluctuations hydrologiques dynamiques : la phase initiale de l'inondation,

caractérisée par un apport continu d'eau issu de la fonte dans le bassin versant et par l'augmentation graduelle du niveau fluvial ; la phase de décrue, correspondante au retrait progressif de la colonne d'eau. En conditions naturelles, ces transitions modulent la dilution des matières dissoutes, les flux d'exportation ainsi que les gradients redox. Bien que notre approche ait permis de mieux contraindre les processus biogéochimiques à l'interface sol-eau, chaque crue demeure un événement hydrologique unique dont la dynamique peut influencer différemment les transferts de carbone.

4.4.5. Conclusion

En somme, nos résultats montrent que la durée de l'inondation constitue un déterminant clé de la mobilisation du carbone organique dissous à l'interface sol-eau. Bien que l'enneigement entraîne, dans la majorité des cas, une mobilisation relativement conservatrice du COD terrestre, les transferts demeurent fortement contrôlés par l'usage des terres. Certains usages, notamment les vieilles prairies, peuvent ainsi basculer vers des dynamiques de transfert amplifiées sous conditions réductrices prolongées, via l'abaissement du potentiel redox. Ces résultats soulignent l'importance de considérer l'hétérogénéité fonctionnelle des plaines inondables dans l'évaluation des flux de carbone terrestre vers les réseaux aquatiques. Au-delà de leur rôle de zones de transfert, les plaines inondables agissent comme des réacteurs biogéochimiques dynamiques lors des crues, dont l'importance est modulée par l'usage des terres.

Références

- Bramble, S. E., Schöning, I., Brandt, L., Poll, C., Kandeler, E., Ulrich, S., Mikutta, R., Mikutta, C., Silver, W. L., Totsche, K. U., Kaiser, K. & Schrumpf, M. (2025). Land use and mineral type determine stability of newly formed mineral-associated organic matter. *Nature: Communications Earth & Environnement*, 6:415.
<https://doi.org/10.1038/s43247-025-02400-3>
- Boie, F., Shaheen, S. M., Kandeler, E., & Rinklebe, J. (2025). Controlled redox potentials and flooding duration affect microbial community composition and biomass in an arable soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 211, 109962. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2025.109962>
- Bolan, N. S., Adriano, D. C., Kunhikrishnan, A., James, T., McDowell, R., & Senesi, N. (2011). Chapter one- Dissolved organic matter: Biogeochemistry, Dynamics, and environmental significance in soils. *Advances in Agronomy*, 110, 1-75.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385531-2.00001-3>
- Campeau, S., Ruiz, J., Bourgeois, B., Damar, H., Halde, C., Proulx, R., Rodriguez, M. A., Maire, V., Mazzeli, R., Vaillancourt, M., Poulin, M., Vanasse, A., Seguin, P., Bertolo, A., Bordeleau, P-A., Bregard, G., Cabana, G., Tamini, L. D., Decelles, A-M., ... Watson, C. (2024). Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre, rapport final 2019-2024. Université du Québec à Trois-Rivières, Université Laval, Université Mc Gill. <https://belsp.uqtr.ca/id/eprint/1602/>
- Groeneveld, M., Kothawala, D. N. & Tranvik, L. J. (2022). *Aquatic Sciences*: 85(2).
<https://doi.org/10.1007/s00027-022-00898-9>
- Grybos, M., Davranche, M., Gruau, G., Petitjean, P. & Pédrot, M. (2009). Increasing pH drives organic matter solubilization from wetland soils under reducing conditions. *Geoderma*, 154 (1-2):13-19. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.09.001>
- He, Y., Trumbore, S. E., Torn, M. S., Harden, J. W., Vaughn, L. J. S., Allison, S. D., & Randerson, J. T. (2016). Radiocarbon constrains imply reduced carbon uptake by soils during the 21st century. *Science*, 353(6306), 1419-1424. doi:10.1126/science.aad4273
- IPCC. (2023). Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. *IPCC, Geneva, Switzerland*. doi: 10.59327/IPCC/AR6-9789291691647.
- Junk, W., Bayley, P. B., & Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106, 110-127.
<http://www.dfo-mpo.gc.ca/Library/111846.pdf>
- Kalbitz, K., Solinger, S., Park, J. H., Michalzik, B., & Matzner, E. (2000). Controls on the dynamic of dissolved organic matter in soils: A review. *Soil Science*, 165, 277-304.
<https://doi.org/10.1097/00010694-200004000-00001>

- Kim, E-A., Nguyen, H. V., Oh, H. S., Hur, J. & Choi, J. H. (2015). Influence of soil conditions on dissolved organic matter leached from forest and wetland soils: a controlled growth chamber study. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 5203-5213. doi: 10.1007/s11356-015-5740-8
- Lehmann, J., & Kleber, M. (2015). The contentious nature of soil organic matter. *Nature: Perspective*, 528, 60-68. doi:10.1038/nature16069
- Sao, S., Praise, S. & Watanabe, T. (2023). Effect of flood duration on water extractable dissolved organic matter in flood plain soils: a laboratory investigation. *Geoderma*, 432, 116392. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116392>
- Tank, S. E., Fellman, J. B., Hood, E., & Kritzberg, E. S. (2018). Beyond respiration: Controls on lateral carbon fluxes across the terrestrial-aquatic interface. *Limnology and Oceanography Letters*, 3: 76-88. doi:10.1002/lol2.10065
- Webb, J. R., Santos, I. R., Maher, D. T., Macdonald, B., Robson, B., Isaac, P., & McHugh, I. (2018). Terrestrial versus aquatic carbon fluxes in a subtropical agricultural floodplain over and annual cycle. *Agricultural and forest meteorology*. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.06.015>
- Werner, B. J., Lechtenfeld, O. J., Musolff, A., de Rooij, G. H., Yang, J., Gründling, R., Werban, U. & Fleckenstein J. H. (2021). Small-scale topography explains patterns and dynamics of dissolved organic carbon exports from the riparian zone of a temperate, forested catchment. *Hydrology and Earth System Sciences*, 25: 6067-6086. <https://doi.org/10.5194/hess-25-6067-2021>
- Zimmerman, M., Leifeld, J., Schmidt, M. W. I., Smith, P., & Fuhrer J. (2006). Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model. *European Journal of Soil Sciences*. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00855.x>

Chapitre 5

5.1. Retour sur les objectifs

Le transfert latéral de carbone à l'interface terrestre-aquatique demeure l'un des flux les moins bien documentés du cycle global du carbone. Les estimés actuels sont entièrement fondés sur des approches de modélisation qui limitent notre compréhension sur l'ampleur et les facteurs qui les contrôlent. Cette lacune est d'autant plus préoccupante dans un contexte de changements globaux où les boucles de rétroaction climatique risquent d'amplifier ces flux. Les chercheurs qui travaillent dans ce domaine font appel aux études régionales pour mieux quantifier les transferts terrestre-aquatique et améliorer la précision des modèles globaux (Regnier et al., 2013; Butman et al., 2016; Drake et al., 2018).

Les plaines inondables sont de véritables écosystèmes amphibiens, incarnant la transition entre les milieux terrestre et aquatique. Leur complexité hydrologique — marquée par des fluctuations saisonnières du niveau d'eau, des gradients d'élévation et une phénologie variable, auxquels s'ajoutent des pressions d'usages anthropiques de nature hétérogène — génère des conditions biogéochimiques qui amplifient et diversifient les transferts de carbone sol-eau. C'est précisément cette complexité qui fait des plaines inondables des systèmes d'étude privilégiés pour identifier les mécanismes qui gouvernent des transferts latéraux à l'échelle régionale. C'est dans cette perspective que s'inscrivent les travaux de cette maîtrise, dont l'objectif visait à caractériser les transferts latéraux de carbone à l'interface sol-eau de la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre à deux moments clés du cycle annuel, soit la crue printanière et la saison de croissance estivale, permettant ainsi de couvrir deux régimes hydrologiques contrastés correspondant à la période de l'année où l'activité biologique est la plus intense.

Le premier objectif du mémoire visait à quantifier et à qualifier les différents réservoirs de carbone dissous (COD et MOD) transférés à l'interface sol-eau. Contrairement à ce qui était attendu, ce n'est pas l'eau d'inondation qui contenait les concentrations les plus élevées en COD, mais plutôt l'eau des pores du sol et des cours d'eau adjacents en période estivale. En contexte d'inondation, la diffusion du carbone depuis les sols vers la colonne d'eau semble limitée par plusieurs facteurs structuraux, notamment la profondeur effective du mixage, soit les trois premiers

centimètres de sol (Ahujar, L. R., 1982); la tortuosité des espaces interstitiels, qui compliquent le libre mouvement des molécules dissoutes au travers de la matrice du sol (Boudreau, 1997); et la zone tampon créée par les premières molécules d'eau en contact direct avec les particules du sol (Boudreau, 1997). L'hypothèse voulant qu'un point de saturation en COD soit éventuellement atteint dans la colonne d'eau a été partiellement confirmée. Un plateau de concentration a effectivement été atteint expérimentalement pour le traitement enrichi en matières organiques vers le jour 22 (Chapitre 4). Toutefois, en conditions naturelles, les associations organo-minérales combinées aux facteurs structuraux énoncés rendraient l'atteinte d'un véritable point de saturation peu probable. Les concentrations sensiblement stables de COD observées tout au long de l'expérience pourraient être interprétées comme tel, mais reflèteraient davantage un équilibre dynamique entre les forces de rétention du sol et le transport par l'eau—d'autant plus que les inondations, même si prolongées, demeurent transitoires. Concernant la composition chimique des MOD, une certaine différenciation entre les deux phases a effectivement été observée, confirmant partiellement l'hypothèse. La différence se manifeste au travers des indices spectraux alors que l'eau des pores du sol est nettement plus humique (HIX) en phase de bas débit, ce qui reflète une signature davantage terrestre (végétal) et témoigne d'une plus grande connectivité entre l'eau et les MOD dans les pores du sol—et des transferts subséquents—comparativement à la phase d'inondation.

Le deuxième objectif du mémoire visait à comprendre l'influence des usages des terres sur les transferts de carbone ainsi que sur le métabolisme microbien. Bien que l'usage des terres ait émergé comme le principal prédicteur des concentrations de COD et de la composition de la MOD, aucune réponse linéaire n'a été observée en fonction du gradient de naturalité des usages (agriculture → prairie → forêt). Tel que discuté dans les chapitres 3 et 4, l'effet de l'usage des terres s'est exprimé à travers une combinaison de facteurs interdépendants, notamment le régime hydrique et le potentiel redox, dont les interactions étaient elles-mêmes modulées par la phase hydrologique (inondation vs étiage estival). En ce qui concerne le métabolisme bactérien, aucune tendance significative en fonction de l'usage des terres n'a été observée en été, à l'exception des sols agricoles de surface où une respiration élevée combinée à une faible production suggère une communauté microbienne sous stress, cohérente avec un substrat organique de moindre qualité et disponibilité. En conditions d'inondation, la production bactérienne a diminué pour l'ensemble des usages, à l'exception des prairies dont l'augmentation coïncidait avec le basculement vers des

conditions anoxiques — un résultat à interpréter avec prudence, la dégradation des résidus herbacés présents à la surface des carottes pouvant contribuer aux concentrations de COD observées. Ainsi, l'activité bactérienne ne peut être interprétée indépendamment de son contexte environnemental, semblant davantage structurée par les conditions hydrologiques et la température que par l'usage des terres seul.

5.2. Synthèse intégrative des deux volets

À première vue, les deux phases hydrologiques étudiées peuvent sembler produire des signaux contradictoires où, contrairement à ce qui était attendu, les concentrations de COD sont plus élevées à l'étiage que lors des crues, autant dans les pores du sol que dans les cours d'eau adjacents. Ces observations prendraient tout leur sens lorsque les deux phases sont interprétées ensemble, comme parties cohérentes d'un cycle annuel. L'étiage estival apparaît comme la phase la plus importante pour la constitution, la transformation et la structuration du pool de carbone dissous dans les plaines inondables. Durant cette période, la biomasse produite contribue de deux façons au pool de carbone : par les molécules organiques issues des lixiviats des parties aériennes et des exsudats racinaires, ainsi que par la dégradation progressive de la matière organique par l'activité microbienne. Ces fractions dissoutes s'infiltrant dans les sols, enrichissant les horizons profonds et, dans une moindre mesure, les cours d'eau adjacents selon le potentiel hydrique. À l'inverse, les transferts associés à l'inondation printanière, bien que quantitativement limités, mobilisent et exportent vers le réseau fluvial une fraction résiduelle du pool des sols de surface relativement peu transformée, comparativement à celle des horizons profonds. La composition plutôt homogène de la MOD observée au printemps reflète ainsi l'héritage des processus biogéochimiques de transformation et de rétention préférentiels exercés par les sols sur les matières organiques durant l'été précédent : les sols agissant ainsi comme des filtres de rétention du carbone. Dans cette perspective, les deux phases s'inscrivent dans une dynamique intégrée où l'étiage estival conditionne largement la nature et l'intensité des transferts de carbone dissous à l'échelle du cycle hydrologique annuel.

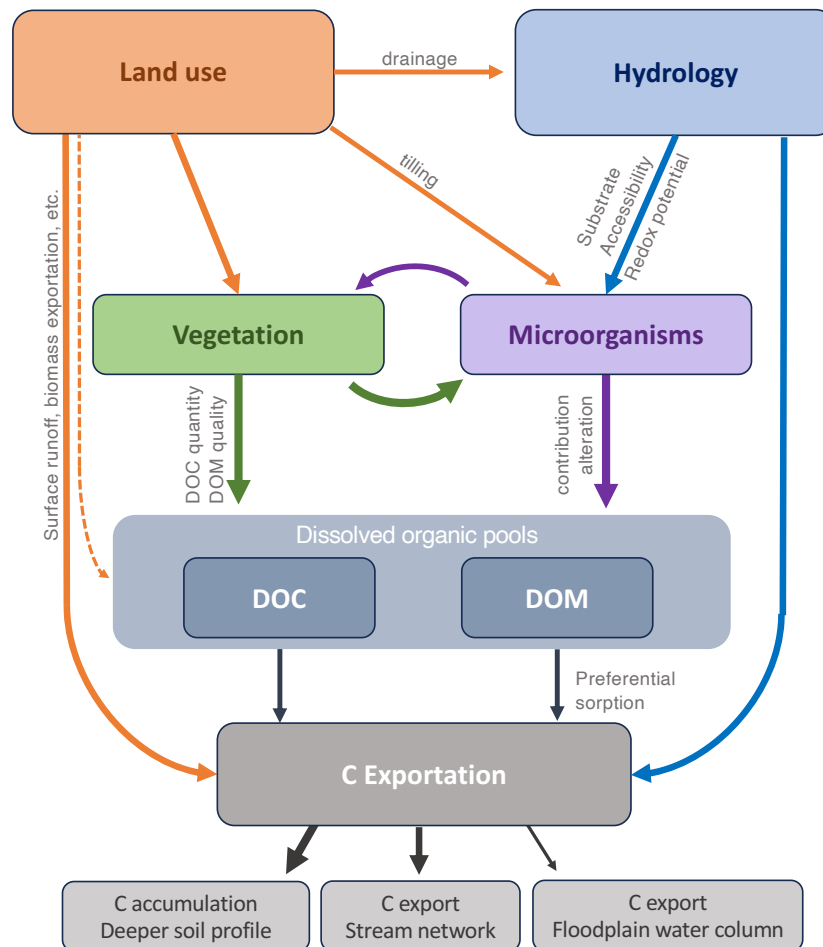


Figure 5.1. Schéma conceptuel des facteurs interdépendants qui contrôlent les transferts latéraux de carbone à l’interface sol-eau de la plaine inondable du lac Saint-Pierre. Les boîtes représentent les principaux compartiments et facteurs de contrôle identifiés dans ce mémoire. Les flèches pleines indiquent des relations de contrôle ou d’influence directe entre compartiments et les flèches en pointillés indiquent une relation indirecte.

Le schéma conceptuel présenté ci-dessus (Fig. 5.1) se veut une synthèse globale des processus de transfert au sein de la plaine inondable, indépendamment des phases hydrologiques. Il illustre l’interaction entre différentes variables interdépendantes qui contrôlent les échanges à l’interface sol-eau tels qu’observés dans ce milieu. Le premier facteur d’importance est l’usage des terres. Dans notre milieu d’étude, l’usage dicte l’assemblage végétal des parcelles et c’est principalement par cette voie qu’il influence les pools de carbone entrant dans le système. Dans les cultures annuelles, la biomasse est exportée à la récolte, limitant les intrants organiques au sol, tandis que dans les prairies, une gestion orientée vers la qualité du fourrage favorise une MOD

plus aromatique et humifiée. La végétation exerce à son tour une influence sur les communautés microbiennes via les exsudats racinaires et associations mycorhiziennes, qui sélectionnent activement certaines espèces. Parallèlement, le labour agit directement sur les microorganismes en perturbant la structure physique du sol dont ils dépendent—agrégats et réseau poral inclus— affectant ainsi leur organisation spatiale et la temporalité de leur métabolisme. De plus, l'usage des terres influence directement l'exportation du carbone : les pratiques agricoles conventionnelles engendrent des pertes de carbone par érosion et par ruissellement de surface en laissant les sols à nu une grande partie de l'année. Les forêts génèrent une accumulation importante de litière en surface qui constitue une source significative de COD exporté par lessivage et par écoulement de subsurface vers les cours d'eau adjacents. Les prairies, à l'inverse, forment un couvert végétal pérenne dense, autant aérien que racinaire, qui favoriserait la rétention du carbone dans le sol et limiterait son exportation latérale, bien que le mécanisme sous-jacent demeure à être précisé.

Le deuxième facteur d'influence est l'hydrologie des sols, principalement régie par le climat régional et les précipitations, et dans une moindre mesure par l'usage des terres, qui module le régime hydraulique de façons distinctes. Le drainage agricole accélère l'évacuation de l'eau tandis que le type de végétation influence directement la disponibilité en eau dans le sol par évapotranspiration—les prairies en constituant un exemple marqué, tel que discuté au chapitre 3. L'hydrologie, par l'infiltration de l'eau, exerce un contrôle important sur le métabolisme microbien; une plus grande humidité facilite l'accessibilité des substrats à la dégradation microbienne et la transformation des pools de carbone. L'eau constitue également le principal vecteur d'exportation du carbone, que ce soit vers les horizons profonds par infiltration, vers les cours d'eau adjacents en période d'étiage, ou dans la colonne d'eau lors des crues. Comme démontré dans ce mémoire, l'importance de ces transferts varie en fonction des mécanismes propres à chaque phase hydrologique.

5.3. Contextualisation

Alors que le *Flood pulse concept* reconnaît depuis longtemps l'importance des crues dans l'export de carbone vers les milieux aquatiques (Junk et al., 1989), il dépeint un portrait incomplet du rôle écologique des plaines inondables dans le cycle du carbone. Nos résultats suggèrent que la fraction dissoute du carbone raconte une histoire plus nuancée, fortement dépendante de l'usage des terres et de la composition de la MOD héritée de la saison précédente. Loin d'être de simples zones de transit, les sols des plaines inondables agissent comme des filtres où la MOD est activement transformée vers des compositions plus simples. Ils semblent contribuer davantage à l'enfouissement du carbone organique et inorganique dissous dans les horizons profonds qu'à son exportation. Ce processus est soutenu par l'hydrologie particulière de ces milieux, où les pores du sol jouent le rôle de réservoir intermittent. La structure interstitielle qui accumule, transforme et transporte le carbone en période de faible débit contribue également à limiter sa diffusion vers la colonne d'eau lors des crues. Les plaines inondables apparaissent ainsi comme des systèmes dont le rôle de réservoir est étroitement lié à l'intégrité de leur structure physique et à la nature des usages du territoire.

Bien que ce projet ne quantifie pas de flux de carbone à proprement parler, il établit un portrait des facteurs interdépendants qui contrôlent les transferts à l'interface sol-eau de la plaine inondable—des paramètres mécanistiques que les modèles globaux du carbone pourront intégrer afin de mieux représenter la dynamique des transferts terrestres-aquatiques. Dans cette perspective, les sols incarnent une dualité fondamentale, agissant comme puits et source, dont le potentiel de stockage constitue un levier climatique sous-exploité. Ce fonctionnement est notamment conditionné par le potentiel hydraulique latéral, qui influence l'intensité des transferts de carbone et met en jeu l'intégrité de la structure interstitielle du sol. L'eau des pores du sol, telle que caractérisée dans ce projet, représente un compartiment temporaire clé du stockage. Une utilisation des terres qui favorise le temps de résidence de l'eau dans les pores du sol permettrait de promouvoir la séquestration du carbone dissous en profondeur par infiltration jusqu'à la nappe, plutôt que son export vers les milieux aquatiques par ruissellement de surface—favorisé par la compaction des sols agricoles—par drainage ou par les crues.

5.4. Perspectives et recommandations

Les travaux présentés dans ce mémoire ouvrent plusieurs pistes de recherche prometteuses. Sur le plan méthodologique, les lysimètres à tension nulle développés et déployés ici ont démontré leur efficacité dans les sols argileux humides de la plaine inondable—nécessitant aussi peu que 20-30 mm de précipitations pour collecter suffisamment d’eau pour les analyses. Une calibration de leur efficacité de captation permettrait de calculer de véritables flux de carbone à partir du dispositif existant—à condition de ne pas dépasser la limite de volume maximale du dispositif—franchissant ainsi le pas entre caractérisation et quantification.

L’ajout des fractions de carbone transportées par ruissellement de surface et sous forme particulaire (litière, résidus végétaux et matières érodées) constituerait une extension naturelle du présent dispositif. Ces fractions, non mesurées ici, représentent une composante potentiellement importante du bilan de carbone latéral total, particulièrement pour les parcelles agricoles où les sols nus favorisent l’érosion.

Enfin, étendre l’échantillonnage au-delà de la saison de croissance estivale permettrait de compléter le portrait dynamique annuel des plaines inondables tempérées. Dans notre milieu d’étude, la nappe phréatique augmente considérablement en novembre et décembre, ce qui pourrait affecter la dégradation initiale des matières organiques en fin de saison de croissance en favorisant les conditions anoxiques (fermentation). À l’inverse, entre janvier et mars, la nappe descend à son niveau minimal, augmentant le potentiel redox et favorisant les voies de dégradation aérobies—et ce, même sous couvert de neige, puisque les microorganismes demeurent actifs à basse température. La transformation des matières organiques au cours de cette période automnale-hivernale est ainsi susceptible d’altérer considérablement les caractéristiques des MOD et le potentiel de transfert.

5.5. Conclusion

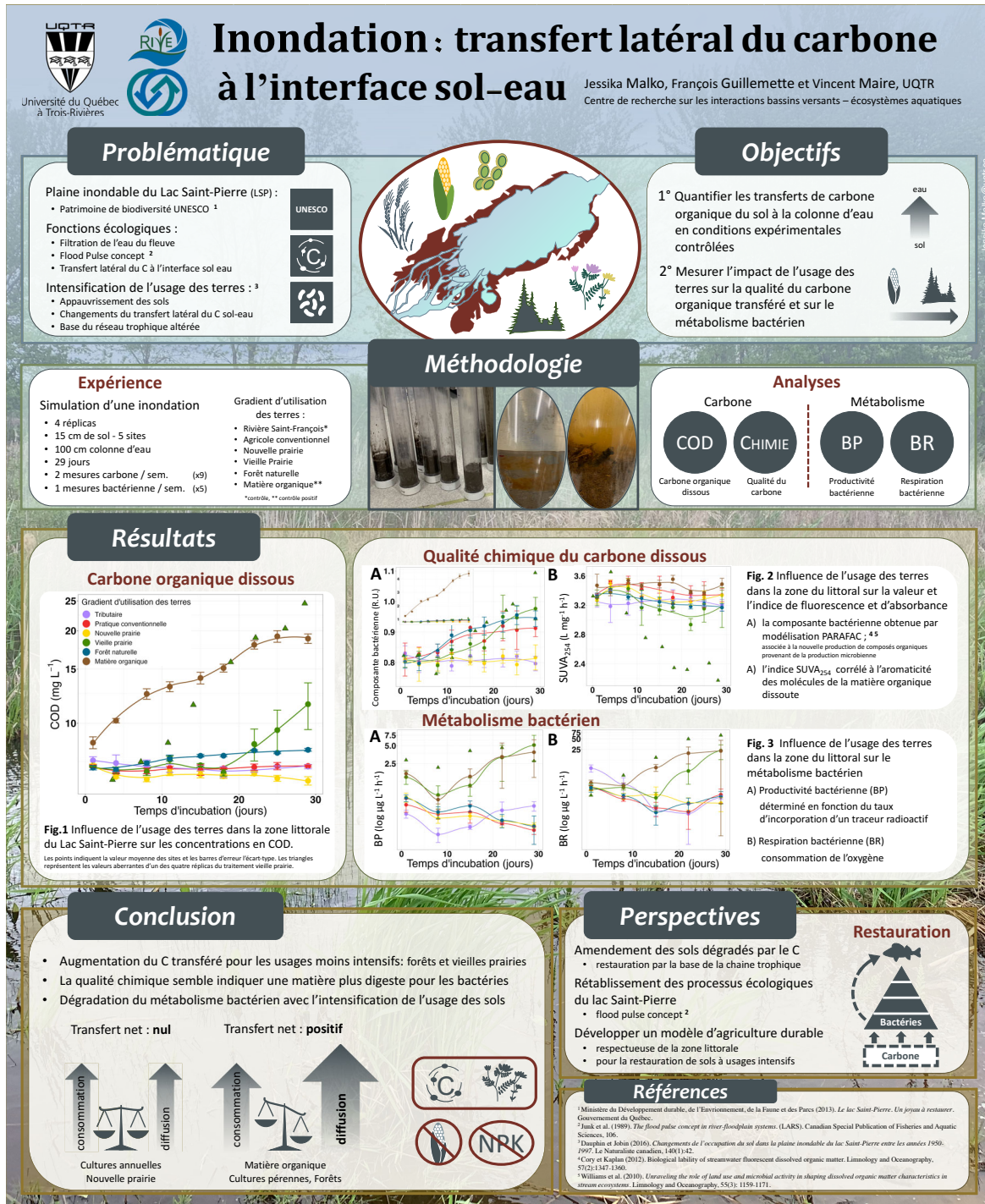
Ce mémoire constitue une contribution à la compréhension des transferts latéraux de carbone à l’interface sol-eau, dont le flux est encore notoirement difficile à estimer dans le cycle global. Les plaines inondables incarnent l’interface terrestre-aquatique et représentent un milieu d’étude privilégié ; leur connectivité hydrologique, leur sensibilité aux usages des terres et leur dynamique

redox en font des systèmes particulièrement révélateurs des mécanismes qui gouvernent ces échanges. Ensemble, les deux volets de ce mémoire dressent un portrait cohérent de la phénomologie hydrologique annuelle. En été, les pores du sol accumulent et transforment un pool de carbone dissous dont la signature chimique reflète l'héritage végétal de la saison—le transport dominant s'effectuant vers les horizons profonds plutôt que latéralement vers les cours d'eau. Au printemps, la crue ne mobilise qu'une faible quantité de ce pool résiduel vers le milieu aquatique. Pour les deux phases, l'usage des terres s'impose comme facteur de contrôle dominant, dont l'effet en cascade à travers la végétation et les communautés microbiennes module la composition, la transformation et l'exportation des MOD. Ces observations dépeignent les plaines inondables comme des systèmes latéralement cohérents mais verticalement structurés—non pas de simples zones de transit, mais de véritables réacteurs biogéochimiques dont le fonctionnement, intimement modulé par l'usage des terres et la phase hydrologique, offre un cadre mécanistique pour mieux prédire les flux de carbone à l'échelle des paysages riverains tempérés.

Références

- Ahuja, L. R. (1982). Release of a soluble chemical from soil to runoff. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 25(4): 0948-0953. doi: 10.13031/2013.33645)
- AROURA (2025). Secure soil save life. Aroua soil security think tank, IUCN world commission on environmental law (WCEL), & Save soil. <https://arourasoil.com>
- Boudreau, B. P. (1997). Diagenetic models and their implementation: modelling transport and reactions in aquatic sediments. *Springer*. ISBN-13:978-3-642-64399-6
- Butman, D., Stackpoole, S., Stets, E., McDonald, C. P., Clow, D. W. & Striegl, R. G. (2016). Aquatic carbon cycling in the conterminous United States and implications for terrestrial carbon accounting. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(1): 58-63. www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1512651112
- Drake, T. W., Raymond, P. A., & Spencer, R. G. M. (2018). Terrestrial carbon inputs to inland waters: A current synthesis of estimates and uncertainty. *Limnology and Oceanography*, 3, 132-142. doi:10.1002/lol2.10055
- FAO (2026). Global soil partnership 2012-2022: Sustainable soil management in action. Food and agriculture organization of the United Nations. <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/dc8a38cc-d8be-42c1-94ea-6e02bb6da850/content#:~:text=Page%203,%C2%A9%20Adobe%20Stock>
- Junk, W., Bayley, P. B., & Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106, 110-127. <http://www.dfo-mpo.gc.ca/Library/111846.pdf>
- MELCCFP (2026). Cadre réglementaire pour la gestion des milieux humides et des ouvrages de protection contre les inondations. Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs. <https://www.quebec.ca/agriculture-environnement-et-ressources-naturelles/eau/zones-inondables-mobilite-rives-littoral/cadre-reglementaire>
- Regnier, P., Friedlingstein, P., Ciais, P., Mackenzie, F. T., Gruber, N., Janssens, I. A., Laruelle, G. G., Lauerwald, R., Luyssaert, S., Andersson, A. J., Arndt, S., Arnosti, C., Borges, A. V., Dale, A. W., Galleo-Sala, A., Goddérès, Y., Goossens, N., Hartmann, J., Heinze, C., ... Thullner, M. (2013). Anthropogenic perturbation of the carbon fluxes from land to ocean. *Nature Geoscience*. doi: 10.1038/NGEO1830

Appendices



Transfert du carbone à l'interface sol-eau de la plaine inondable du lac Saint-Pierre

Jessika Malko, Vincent Maire et François Guillemette, UQTR

Problématique

- Les sols ont un grand potentiel de stockage de carbone pouvant modérer l'augmentation des GES qui propulsent les changements climatiques.
- Dans le sol, le carbone est stocké sous forme de molécules et sous forme biotique telle la biomasse bactérienne.¹
- L'usage des sols influence le transport du carbone du sol vers les systèmes aquatiques : un usage intensif tel l'agriculture fait du sol un réservoir source.
- Les plaines inondables sont d'importantes superficies d'interface sol-eau au fort potentiel de transfert de carbone.²
- Peu étudiées, les plaines inondables sont de riches milieux fortement convoités pour l'agriculture³ : le lac Saint-Pierre et sa plaine inondable ne font pas exception.

Objectifs

Analyser l'influence de l'usage des terres de la plaine inondable :

- 1° sur la quantité de **carbone organique dissous** ;
- 2° sur le **métabolisme bactérien** :
 - respiration (BR) ;
 - efficacité de croissance (BGE)

Méthodes

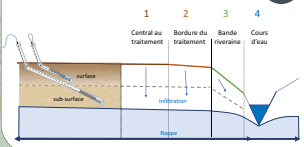
Milieu d'étude : Lac Saint-Pierre (LSP)

Mesures sur le terrain

- Mesures le long d'un transect horizontal (centre du traitement vers : la bordure, la bande riveraine et le cours d'eau)
- Échantillonnage en fonction de l'écoulement vertical et horizontal de l'eau dans le sol et en fonction des **3 usages** communs de la plaine : **agricole, prairie et forêt** (n=3-7³)

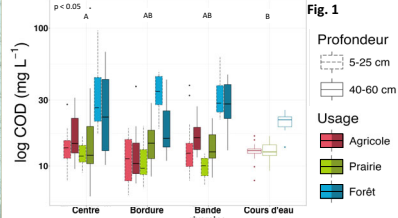
Analyses

Carbone organique (COD)
Métabolisme bactérien (BR, BGE)



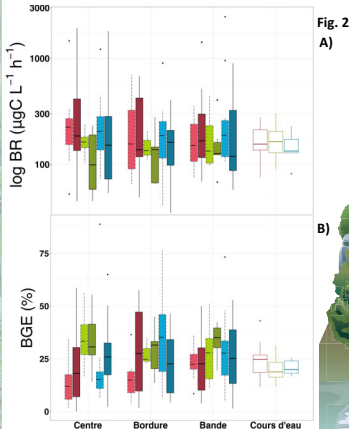
Résultats

Obj. 1 - Carbone organique dissous



- La **forêt** est le traitement qui a les plus grandes valeurs de COD
- La **prairie** a des valeurs similaires à l'usage **agricole**
- La quantité de carbone dans les sols se répercute dans le cours d'eau

Obj. 2 - Métabolisme bactérien



- La respiration bactérienne est moins élevée dans les **prairies** (Fig. 2 a) et les bactéries affichent une meilleure efficacité de croissance (Fig. 2 b) : un indicateur que ce milieu relarguerait moins de CO₂ que les autres usages.
- Les bactéries des sols **agricoles** sont ceux qui respirent le plus (Fig. 2 a) et qui sont les moins efficaces en termes de croissance (Fig. 2 b) : cet usage relarguerait plus de CO₂.

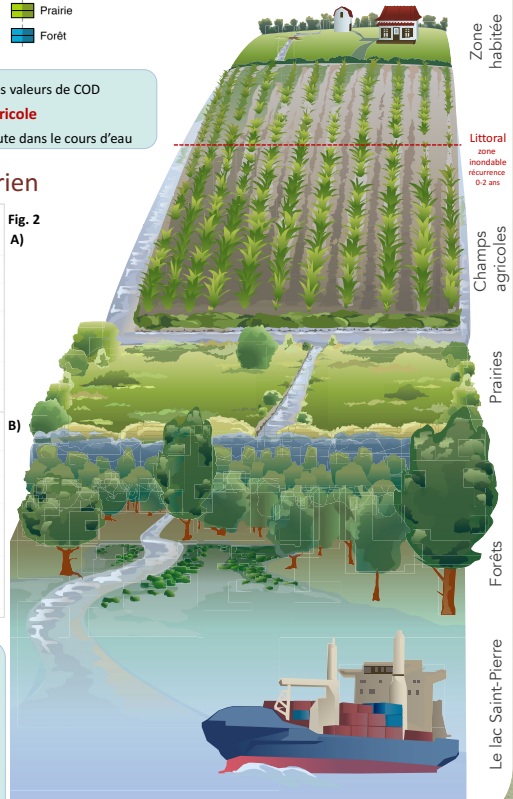
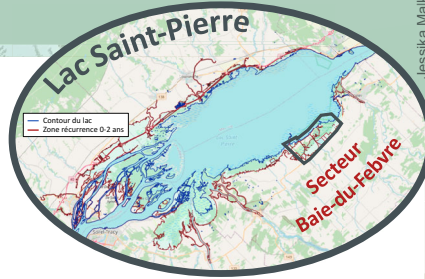


Schéma du littoral du LSP - secteur Baie-du-Febvre

Conclusion

- L'usage des sols dans la plaine inondable du LSP a effectivement une incidence sur : 1) la quantité de COD et 2) le métabolisme bactérien dans les sols.
- Les **forêts** produisent énormément de carbone (Fig. 1) qui proviens de l'accumulation annuelle de la biomasse végétale (les feuilles) au sol. Dans la plaine inondable, les feuilles (carbone solide) sont exportées lors de l'inondation printanière alors que le carbone dissous (forme labile) peut être transporté à tous moments par l'action de l'eau qui percole dans le sol vers les cours d'eau.
- Les **prairies** naturelles seraient un meilleur usage que l'agriculture conventionnelle dans le littoral du LSP pour l'immobilisation du carbone, autant en termes de transport réduit du COD (Fig. 1) qu'en terme d'immobilisation du carbone par son incorporation dans la biomasse bactérienne (Fig. 2).
- Différence significative entre les valeurs le long du transect seulement pour le COD; le centre est significativement différent du cours d'eau et la bordure et la bande riveraine forment un gradient entre ces deux points.
- Statistiquement, il n'y a aucune différence significative (p<0.05) entre les usages le long du transect horizontal. Ceci pourrait être expliqué par la grande variabilité des répliques d'un même usage.

Références

Remerciements: Société d'écologie Némor pour la Conservation de l'Environnement du Lac Saint-Pierre (SCEC), Laboratoire d'écologie des écosystèmes et d'écotoxicologie (LAE).

Appendice 2. Transfert du carbone à l'interface sol-eau de la plaine inondable du lac Saint-Pierre. Affiche scientifique présentant les résultats du volet terrain sur l'eau des pores des sols de la plaine inondable du lac Saint-Pierre, réalisée dans le cadre du colloque du Réseau Québec Maritime (RQM) à Trois-Rivières (juin, 2025).

Transfert du carbone à l'interface sol-eau

Jessika Malko

dirigée par : Vincent Maire et François Guillemette, UQTR
Centre de recherche sur les interactions bassins versants – écosystèmes aquatiques

Jessika.Malko@uqtr.ca

Problématique

- Les sols ont un grand potentiel de stockage de carbone pouvant modérer l'augmentation des GES qui propulsent les changements climatiques.
- Dans le sol, le carbone est stocké sous forme de molécules et sous forme biotique telle la biomasse bactérienne.¹
- L'usage des sols influence le transport du carbone du sol vers les systèmes aquatiques : un usage intensif tel l'agriculture fait du sol un réservoir source.
- Les plaines inondables sont d'importantes superficies d'interface sol-eau au fort potentiel de transfert de carbone.²
- Peu étudiées, les plaines inondables sont de riches milieux fortement convoités pour l'agriculture³ : le lac Saint-Pierre et sa plaine inondable ne font pas exception.

Objectifs

- Quantifier le carbone organique, du sol à la colonne d'eau en période d'inondation et vers les sols profonds en période d'exondation
- Mesurer l'influence de l'usage des terres sur le carbone (COD) et sur le métabolisme bactérien (BP)



Méthodes

Milieu d'étude : Lac Saint-Pierre

Expérience laboratoire

Simulation d'une inondation sur 3 usages :

Mesures sur le terrain

Mesure du carbone le long de son écoulement vertical

Analyses

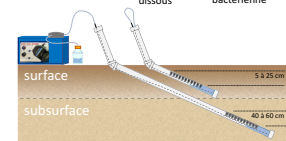
Carbone
Métabolisme

COD

BP

Carbone organique
dissous

Productivité
bactérienne



Agricole

Prairie

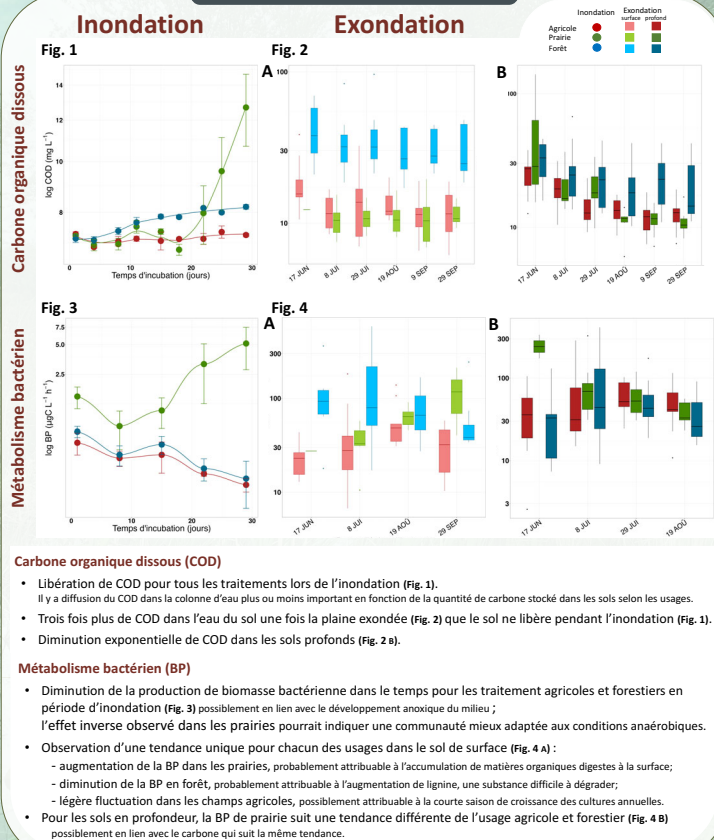
Forêt

Conclusion

- L'usage des sols a une influence sur :
 - la quantité de COD
 - la production de biomasse bactérienne
- Les sols **forestiers** transfèrent plus de carbone
- Les **prairies** affichent une productivité bactérienne supérieure, qui pourrait se traduire par une plus grande immobilisation du carbone
- L'augmentation du carbone mesurée entre l'inondation et l'exondation résulte probablement d'un enrichissement du bassin versant au moment de la fonte des neiges.⁴



Résultats



Perspectives

En fonction de ces résultats, il est possible de croire que les cultures pérennes, telles les prairies, seraient l'usage le mieux adapté en plaine inondable pour assurer le stockage de carbone dans les sols et dans la biomasse bactérienne.

Prochaines étapes:

- Analyser la qualité du carbone pour expliquer le métabolisme en fonction de l'usage des sols.
- Explorer l'effet du métabolisme anaérobie pour expliquer les tendances observées en prairies.

Références

- Tao et al. (2023). Microbial carbon use efficiency promotes global soil carbon storage. *Nature*.
- Anura et al. (2016). Influence of hydrological, biogeochemical and temperature transients on subsurface carbon fluxes in a flood plain environment. *Biogeochemistry*.
- Enos et al. (2019). A systematic review of assessment and conservation management in large floodplain rivers - Actions postponed. *Ecological Indicators*.
- Tian et al. (2023). Analysis of spatiotemporal variation in dissolved organic carbon concentrations for streams with cropland-dominated watersheds. *Science of the Total Environment*.

Appendice 3. Transfert du carbone à l'interface sol-eau. Affiche de synthèse combinant les résultats des volets *in vitro* et *in situ* du présent mémoire, réalisée dans le cadre du concours d'affiches scientifique de l'UQTR (2025).