



Titre: Dynamique de la matière organique dissoute dans les sources d'eau potable de surface : conditions actuelles et futures
Title:

Auteur: Evelyne Pouliot
Author:

Date: 2026

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Pouliot, E. (2026). Dynamique de la matière organique dissoute dans les sources d'eau potable de surface : conditions actuelles et futures [Ph.D. thesis, Polytechnique Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/76731/>
Citation:

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/76731/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Sarah Dorner, & Françoise Bichai
Advisors:

Programme: Génie civil
Program:

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

**Dynamique de la matière organique dissoute dans les sources d'eau potable de
surface : conditions actuelles et futures**

EVELYNE POULIOT

Département des génies civil, géologique et des mines

Thèse présentée en vue de l'obtention du diplôme de *Philosophiæ Doctor*

Génie civil

Avril 2026

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Cette thèse intitulée :

Dynamique de la matière organique dissoute dans les sources d'eau potable de surface : conditions actuelles et futures

présentée par **Evelyne POULIOT**

en vue de l'obtention du diplôme de *Philosophiæ Doctor*

a été dûment acceptée par le jury d'examen constitué de :

Michèle PRÉVOST, présidente

Sarah DORNER, membre et directrice de recherche

Françoise BICHAI, membre et codirectrice de recherche

Benoit BARBEAU, membre

François GUILLEMETTE, membre externe

DÉDICACE

À ma mamie Mona.

« It's the little things citizens do. That's what will make the difference. My little thing is planting trees »

Wangari Maathai

REMERCIEMENTS

La rédaction de cette thèse a été une aventure intellectuelle et humaine, rendue possible grâce à l'appui et la bienveillance de plusieurs personnes. Je tiens d'abord à remercier mes amis les plus proches, ceux avec qui j'ai continué à vivre pleinement tout au long du doctorat. Merci pour les aventures, les rires et les nombreuses soirées qui m'ont permis d'oublier, ne serait-ce qu'un instant, le doctorat. Votre présence m'a permis de préserver l'équilibre entre la recherche et ma vie personnelle, en me rappelant que le doctorat n'est qu'une partie de la vie. Merci également à Jérôme de m'avoir initié à la course en trail et d'avoir apporté une légèreté précieuse à la fin de ce doctorat.

Merci à Julie et à Jacinthe pour leurs nombreux coups de main au laboratoire, toujours offerts avec générosité. Merci à Tétiana pour son accompagnement sur le terrain. Les longues journées passées ensemble, entre prélèvements et discussions, ont rendu le tout plus agréable. Merci également à Yves, pour son aide technique et sa présence matinale au laboratoire, qui a rendu ces débuts de journée plus légers, souvent ponctués de quelques plaisanteries.

Un immense merci à ma directrice de recherche, Sarah Dorner, pour la confiance accordée et pour ton accompagnement tout au long du doctorat. Tu m'as permis de mener le projet de façon indépendante, tout en étant présente lorsque j'en avais besoin. Ta capacité à apporter un autre regard lorsque certaines situations me semblaient complexes m'a permis de travailler avec plus de recul et moins de pression. Merci pour les occasions de présenter mon projet à l'international! Je remercie également ma codirectrice, Françoise Bichai, pour son accompagnement et la qualité de ses commentaires qui ont été précieux à enrichir ce travail. Je remercie également Natasha McQuaid pour son accompagnement et ses conseils qui m'ont aidée à rester concentrée sur mes objectifs et à structurer mon travail.

Je souhaite aussi remercier ma famille, et tout particulièrement ma mère. Merci d'avoir toujours cru en moi, et d'avoir été présente tout au long de ce parcours. Merci aussi à ma grande sœur, nos moments partagés ont souvent été un petit baume sur le cœur qui m'a permis de me ressourcer et de repartir plus sereinement dans la poursuite de ce projet.

Je vous laisse découvrir ces travaux, issus de curiosité, de persévérance et de quelques litres de thé et de café. Bonne lecture!

RÉSUMÉ

La matière organique naturelle (MON) est une composante clé des processus biogéochimiques dans les écosystèmes aquatiques. Elle agit comme source d'énergie, influence la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau et joue un rôle dans le transport et la complexation des polluants et pesticides. Dans les eaux de surface destinées à l'approvisionnement en eau potable, la MON représente une composante déterminante de la qualité de l'eau brute. La MON peut perturber le traitement de l'eau potable, promouvoir la formation de sous-produits de désinfection (DBP) et causer des problèmes de couleur, de goût et d'odeur. Sa dynamique spatio-temporelle peut ainsi représenter un défi pour les usines de traitement de l'eau potable.

La dynamique de la MON est influencée par des facteurs hydrologiques, anthropiques et climatiques. Au cours des dernières décennies, la diminution des dépôts atmosphériques acides a contribué au brunissement des eaux de surface, entraînant une hausse des concentrations de matière organique dissoute (MOD). Les changements climatiques amplifient cette tendance et influencent les événements climatiques extrêmes comme les feux de forêt. Ces pressions affectent la dynamique de la MOD en modifiant ses origines, sa quantité et sa qualité. Elles complexifient ainsi la protection des sources d'eau potable dans un contexte de changements environnementaux.

L'objectif principal de ce projet de recherche est d'**analyser les effets de perturbations climatiques sur la dynamique de la matière organique naturelle dans les sources d'eau potable de surface au Québec, afin de contribuer à la protection de ces sources et à la résilience de leur traitement**. Les objectifs spécifiques qui en découlent sont : (1) développer une méthodologie simple, rapide et applicable à grande échelle pour évaluer la vulnérabilité des prises d'eau potable de surface face à la contamination par ruissellement associée aux feux de forêt; (2) déterminer la dynamique spatio-temporelle de la MOD dans la partie inférieure de la rivière des Outaouais, incluant la zone de mélange avec le fleuve Saint-Laurent, durant la période de fonte des neiges et la saison de croissance; et (3) développer un cadre prédictif de la variabilité du carbone organique total (COT) à l'entrée de l'usine de traitement d'eau potable de Pointe-Claire en fonction de la dynamique de mélange des eaux de la rivière des Outaouais et de fleuve Saint-Laurent.

La première partie de la thèse porte sur la vulnérabilité des prises d'eau potable face à la contamination des eaux de surface face à la contamination par ruissellement associée aux feux de forêt. Cette contamination représente une menace importante pour la qualité de l'eau potable

provenant de bassins versants forestiers. Pour ce faire, un cadre méthodologique simple et transférable a été développé afin d'évaluer cette vulnérabilité à l'échelle des bassins versants. Il repose sur un indice intégrant la couverture forestière, le potentiel de ruissellement, les régimes de feu et de précipitations actuels et projetés sous les changements climatiques. L'indice est ensuite raffiné en tenant compte de l'exposition des prises d'eau potable. Les résultats montrent que la structure du paysage et les caractéristiques hydrologiques sont les principaux facteurs de contrôle. Les conditions climatiques futures peuvent amplifier le potentiel de contamination des sources. Ce cadre fournit un outil d'aide à la décision permettant de prioriser les secteurs à risque et de soutenir la planification de mesures de protection et d'adaptation visant à renforcer la résilience des usines de traitement de l'eau potable dans les régions forestières.

La deuxième partie de la thèse évalue la dynamique spatio-temporelle de la MOD et ses relations avec la le phytoplancton dans un grand système fluvial tempéré destiné à l'approvisionnement en eau potable. L'étude porte sur la section inférieure de la rivière des Outaouais et sur sa zone de mélange avec le fleuve Saint-Laurent. Des techniques optiques (FEEM-PARAFAC) et chromatographiques (LC-OCD) ont été combinées à une taxonomie du phytoplancton. Les résultats révèlent une variabilité temporelle significative, alors que la variabilité spatiale demeure limitée. La MOD est dominée par des apports allochtones humiques et aromatiques, régulés par l'hydrologie. La communauté du phytoplancton est davantage régulée par les apports terrestres de MOD et les régimes hydrologiques que par la production autochtone. La contribution du fleuve Saint-Laurent modifie la quantité et la qualité de la MOD. Ces résultats soulignent l'importance des processus hydrologiques et des zones de confluence dans la dynamique de la MOD et fournissent des bases essentielles pour l'adaptation des stratégies de protection des sources et d'optimisation du traitement de l'eau potable.

La troisième partie développe une approche prédictive du COT à la confluence entre la rivière des Outaouais et le fleuve Saint-Laurent. Ce travail repose sur l'hypothèse que les proportions relatives des deux masses d'eau contrôlent la variabilité observée du COT à la prise d'eau potable de Pointe-Claire. Deux modèles de régression linéaires multiples ont été explorés à partir de variables hydroclimatiques et physicochimiques. Les projections hydroclimatiques futures indiquent une amplification de la variabilité du COT à la prise d'eau potable de Pointe-Claire. Cette variabilité est principalement attribuable aux changements dans les contributions relatives des deux masses d'eau. Cette approche soutient la gestion proactive des sources d'eau potable en améliorant la

capacité de prévision des conditions d'eau brutes et en facilitant l'adaptation des stratégies de traitement face aux fluctuations induites par le mélange de grands cours d'eau.

ABSTRACT

Natural organic matter (NOM) is a key component of biogeochemical processes in aquatic ecosystems. It serves as an energy source for microbial communities, influences light penetration in the water column, and plays a role in the transport and complexation of pollutants and pesticides. In surface waters used for drinking water supply, NOM is a major determinant of raw water quality. It can disrupt drinking water treatment, promote the formation of disinfection by-products (DBPs), and cause color, taste, and odor issues. NOM spatio-temporal dynamics therefore represent a significant challenge for drinking water treatment plants.

NOM dynamics are influenced by hydrological, anthropogenic, and climatic factors. The decline in acidic atmospheric deposition has contributed to the browning of surface waters, leading to rising concentrations of dissolved organic matter (DOM). Climate change amplifies this trend and influences the frequency and intensity of extreme weather events such as wildfires. These pressures modify DOM dynamic by altering its origins, quantity, and quality, thereby complicating the protection of drinking water sources under ongoing environmental change.

The main objective of this research project is to **analyse the effects of climatic disturbances on the quality of surface drinking water sources in Quebec, to contribute to their protection and to the resilience of their treatment**. Three specific objectives were defined: (1) developing a simple, rapid, and broadly applicable methodology to assess the vulnerability of drinking water intakes to runoff contamination associated with wildfires; (2) characterizing the spatio-temporal dynamics of DOM in the lower Ottawa River, including the mixing zone with the St. Lawrence River, during the snowmelt period and growing season; (3) predicting total organic carbon (TOC) variability at the drinking water intake of the Pointe-Claire drinking water treatment plant as a function of the mixing dynamics between the Ottawa River and the St. Lawrence River.

The first part of the thesis addresses the vulnerability of drinking water intakes to surface water contamination through wildfire-related runoff. This contamination represents a significant threat to drinking water quality in forested watersheds. A simple and transferable methodological framework was developed to assess this vulnerability at the watershed scale. It is based on an index integrating forest cover, runoff potential, and current and projected fire and precipitation regimes under climate change. The index is further refined by accounting for the exposure of drinking water intakes. Results show that landscape structure and hydrological characteristics are the primary

controlling factors. Future climatic conditions may amplify the contamination potential of source waters. This framework provides a decision-support tool to prioritize at-risk areas and support the planning of protection and adaptation measures aimed at strengthening the resilience of drinking water treatment plants in forested regions.

The second part of the thesis examines the DOM spatio-temporal dynamic and its relationships with phytoplankton in a large temperate river system used for drinking water supply. The study focuses on the lower section of the Ottawa River and its mixing zone with the St. Lawrence River. Optical (FEEM-PARAFAC) and chromatographic (LC-OCD) techniques were combined with phytoplankton taxonomy. Results reveal significant temporal variability, while spatial variability remains limited. DOM is dominated by allochthonous, humic, and aromatic inputs primarily regulated by hydrological conditions. The phytoplankton community appears to be regulated by terrestrial DOM inputs and hydrological regimes than by autochthonous production. In addition, the contribution of the St. Lawrence River alters DOM quantity and quality. These results highlight the importance of hydrological processes and confluence zones in shaping DOM dynamic and provide a foundation for adapting source water protection strategies and optimizing drinking water treatment.

The third part develops a predictive approach for TOC variability at the confluence of the Ottawa River and the St. Lawrence River. This work is based on the hypothesis that the relative proportions of the two water masses largely control the TOC variability observed at the drinking water intake of Pointe-Claire. Two multiple linear regression models were developed using hydroclimatic and physicochemical variables. Future hydroclimatic projections indicate an amplification of TOC variability at the drinking water intake. This variability is primarily attributable to shifts in the relative contributions of the two water masses. This approach supports the proactive management of drinking water sources by improving the capacity to forecast raw water conditions and facilitating the adaptation of treatment strategies to fluctuations induced by mixing of large river systems.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ	V
ABSTRACT	VIII
LISTE DES TABLEAUX.....	XV
LISTE DES FIGURES.....	XVIII
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXII
LISTE DES ANNEXES.....	XXIV
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Pressions émergentes sur la qualité des sources d'eau potable de surface.....	1
1.2 Aperçu des objectifs de recherche de la thèse.....	5
1.3 Structure de la thèse	6
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE	8
2.1 Exploration de la matière organique naturelle dans les eaux de surface.....	10
2.2 Composition et complexité de la MON dans les eaux de surface	10
2.2.1 Groupes fonctionnels.....	13
2.2.2 Principales classes moléculaires de la MOD.....	17
2.3 Méthodes d'analyse de la MOD : de la molécule à l'atome	20
2.3.1 Méthodes analytiques de caractérisation moléculaire.....	24
2.3.2 Méthodes analytiques de suivi des sources	31
2.4 Dynamique de la MOD dans les eaux de surface.....	37
2.4.1 Dynamique de la MOD dans les sols forestiers (source allochtone).....	41
2.4.2 Caractéristiques moléculaires de la MOD selon les origines	45

2.4.3	Influence des saisons sur la dynamique de la MOD	48
2.4.4	Influence du climat et des événements climatiques extrêmes sur la dynamique de la MOD	50
2.4.5	Influence des transformations sur la dynamique de la MOD.....	56
2.4.6	Phénomène de brunissement des eaux de surface	58
2.5	Impact de la MOD sur le traitement et la qualité de l'eau potable.....	65
2.6	Incidences des changements climatiques observées et prévues sur des paramètres clés du cycle de l'eau au sud du Québec	72
2.6.1	Incertitudes des modélisations climatiques	73
2.6.2	Températures : les tendances projetées	75
2.6.3	Évapotranspiration: les tendances projetées.....	77
2.6.4	Précipitations : les tendances projetées	79
2.6.5	Crues : les tendances projetées.....	82
2.6.6	Étiages : les tendances projetées	84
2.6.7	Feux de forêt.....	85
CHAPITRE 3	OBJECTIFS ET MÉTHODOLOGIE.....	93
3.1	Lacunes dans la littérature et la pratique	93
3.2	Objectifs de recherche	95
3.3	Méthodologie	99
CHAPITRE 4	ARTICLE 1: SOURCE WATER PROTECTION AND WILDFIRE THREATS: A SIMPLIFIED VULNERABILITY ASSESSMENT FRAMEWORK FOR DRINKING WATER INTAKES	101
4.1	Introduction	102
4.2	Materials and Methods	106
4.2.1	Vulnerability assessment framework	106

4.2.2	Study Area.....	113
4.3	Results	116
4.3.1	Vulnerability assessment.....	117
4.3.2	Forest cover considerations.....	126
4.4	Discussion	127
4.4.1	Key drivers of the post-wildfire vulnerability of drinking water intakes.....	127
4.4.2	Implications for forest management and drinking water protection	129
4.4.3	Strengths and novelty of the framework	130
4.4.4	Future refinements and limitation	132
4.5	Conclusions	133
4.6	Acknowledgments.....	135
CHAPITRE 5 ARTICLE 2: WATER MASSES COLLIDE: UNDERSTANDING SPATIO-TEMPORAL VARIATIONS OF ORGANIC MATTER AND PHYTOPLANKTON AND THEIR REPERCUSSIONS FOR DRINKING WATER		136
5.1	Abstract	136
5.2	Introduction	137
5.3	Methods.....	139
5.3.1	Study area.....	139
5.3.2	Sampling campaign.....	140
5.3.3	In situ measurements and sample collection	141
5.3.4	Chemical analysis of nutrients and organic carbon.....	142
5.3.5	DOM composition analysis.....	142
5.3.6	Statistical analysis	143
5.4	Results	144
5.4.1	General water chemistry.....	144

5.4.2	DOM composition.....	145
5.4.3	Phytoplankton community structure	147
5.4.4	DOM quality drivers and phytoplankton structure for source water monitoring.....	149
5.5	Discussion	151
5.5.1	Spatio-temporal variability of DOM composition across the watershed	151
5.5.2	Coupled dynamics of phytoplankton and DOM quality	153
5.5.3	Relevance for drinking water treatment	155
5.6	Conclusions	158
5.7	Conflicts of interest	159
5.8	Data availability	159
5.9	Acknowledgments.....	159
CHAPITRE 6 PRÉDICTION DE LA VARIABILITÉ DU CARBONE ORGANIQUE TOTAL DANS LES EAUX DESTINÉES À L'APPROVISIONNEMENT EN EAU POTABLE DANS UNE GRANDE CONFLUENCE FLUVIALE : CONDITIONS ACTUELLES ET FUTURES160		
6.1	Résumé.....	160
6.2	Introduction	160
6.3	Matériel et Méthodes.....	163
6.3.1	Zone d'étude	163
6.3.2	Acquisition des données.....	164
6.3.3	Approche par analogie historique	166
6.3.4	Développement du MLR.....	167
6.3.5	Évaluation des performances des modèles.....	168
6.3.6	Analyses statistiques	169
6.4	Résultats	170
6.4.1	Contraste spatial du COT	170

6.4.2	Développement du modèle MLR et performances du modèle.....	171
6.4.3	Projection du COT selon un scénario climatique analogue	173
6.5	Discussion	175
6.5.1	Contrôles hydrologiques de la variabilité du COT au confluent.....	175
6.5.2	Dynamique du COT dans un scénario analogue au changement climatique	176
6.5.3	Incertitudes et limites	177
6.5.4	Implications pour la gestion des eaux de surface et le traitement de l'eau potable ..	179
6.6	Conclusions	180
CHAPITRE 7 DISCUSSION GÉNÉRALE		181
7.1	Synthèse des contributions du projet de recherche	181
7.2	Retour sur les questions de recherche	183
7.2.1	Apports du cadre de vulnérabilité pour la protection des prises d'eau potable.....	185
7.2.2	Apports de la compréhension de la dynamique de la MOD pour la protection des prises d'eau potable	186
7.3	Mise en perspective : leviers d'action pour la résilience des systèmes d'approvisionnement	188
7.3.1	Implications pour la gestion du territoire et la protection des sources d'eau potable	188
7.3.2	Nouveau paradigme dans la compréhension des tendances de qualité des eaux de surface	191
CHAPITRE 8 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS		196
8.1	Recommandations	201
RÉFÉRENCES		206
ANNEXES		255

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Définition des expressions associées à la MOD et à ses composantes selon la terminologie couramment employé dans la littérature scientifique. Modifié de Xenopoulos et al. (2021).	12
Tableau 2.2 Différents groupes fonctionnels qui composent la MOD. Adapté de Thurman (1985) et Wetzel (2001)	15
Tableau 2.3 Comparaison des méthodes de caractérisation de la MOD selon leur mode de fonctionnement. Informations tirées de Derrien et al. (2019), Matilainen et al. (2011) et Whitty et al. (2021).	22
Tableau 2.4 Caractéristiques des fractions de la MOD obtenues par LC-OCD. Adapté de Huber et al. (2011).	24
Tableau 2.5 Les principaux sous-produits de pyrolyse issus de la MON aquatique. Adapté de Leenheer et Croué (2003b).....	30
Tableau 2.6 Sommaire des indices spectroscopiques et des indices de fluorescence couramment utilisés pour la caractérisation de la MOD dans les milieux aquatiques	32
Tableau 2.7 Différentes composantes et leurs régions d'émission et d'excitation	36
Tableau 2.8 Synthèse des sources, perturbations et processus contrôlant la dynamique de la MOD dans les eaux de surface	39
Tableau 2.9 Description des caractéristiques des horizons du sol. Adapté de Soil Survey Staff (2014).	45
Tableau 2.11 Caractéristiques structurales et comportement environnemental du carbone noir dissous (DBC). Informations tirées de Hameed et al. (2023) et Zhan et al. (2024).....	53
Tableau 2.12 Principales causes du brunissement des eaux de surface	59
Tableau 2.13 Études de cas documentant le brunissement des eaux de surface (non exhaustif)..	62
Tableau 2.14 Impact de la MON sur les procédés de traitement de l'eau potable.....	66
Tableau 2.15 Indices thermiques d'intérêt dans divers secteurs économiques pour le Québec	75
Tableau 3.1 Objectifs spécifiques et hypothèses de recherche	96

Tableau 3.2 Questions de recherche abordées dans différentes sections de la thèse	99
Table 4.1 Overview of variables used to compute the WF1 and WF2 indices for assessing DWI vulnerability to post-wildfire water contamination	108
Table 4.2. Sub-watershed potential impact levels on drinking water intake (DWI) vulnerability.	109
Table 4.3. Criteria for assessing drainage capacity under current climate conditions.	112
Table 5.1 Characteristics of the sampling sites.	141
Tableau 6.1 Statistiques descriptives des variables utilisées pour la modélisation statistique (2018-2025).....	165
Tableau 6.2 Résumé des modèles MLR développés et des indicateurs de performance associés pour la prédiction du TOC de l'eau brute (n=379)	172
Table A.1 Datasets used in the vulnerability assessment framework	252
Table A.2 Overview of methods for fire regime classification: Objective, Variables, and Approach (List non exhaustive)	256
Table A.3 FRZ scores under climate change for the five HFR zones in the Province of Quebec	259
Table A.4 Sub-watershed indices scores (WF1 and WF2) for Municipality 1	261
Table A.5 Sub-watershed indices scores (WF1 and WF2) for Municipality 2.	263
Table A.6 Sub-watershed indices scores (WF1 and WF2) for Municipality 3. All the values have been rounded before being reported in the table.....	265
Table A.7 Summary of historical wildfire activity (1972-2024) within drinking water intake watersheds of the three studied municipalities	267
Table B.1 Peak and region locations for components of excitation-emission matrices (EEMs) obtained for aquatic humic substances and DOM	270
Table B.2 Spectral characteristics of excitation (Ex.) and emission (Em.) maxima of the five components validated by PARAFAC modeling (n = 62).....	275
Table B.3 Definition and biogeochemical interpretations of DOM optical indices.....	276

Table B.4 DOM characteristics of the LC-OCD fractions.....	277
Table B.5 The mean values of water chemical parameters at sampling site (mean $\pm$ s.d.).....	278
Table B.6 Comparison of variations in the proportion (%) of abundance of taxa contributing at 5% (average abundance of occurrence) of total plankton abundance at each sampling sites, during snowmelt and growing season	288
Table B.7 Comparison of variations in the proportion (%) of biovolume of taxa contributing at 5% (average biovolume of occurrence) of total plankton biovolume at each sampling sites, during snowmelt and growing season	289
Table B.8 Abbreviation of phytoplankton species	292
Tableau C.1 Informations sommaires des stations de surveillance sélectionnées du jeu de données BQMA.....	293

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 Structure générale de la thèse montrant l’articulation entre les chapitres, les articles scientifiques et les objectifs de recherche.	7
Figure 2.1 Principaux volets abordés dans la revue de littérature (Chapitre 2) en lien avec la NOM	9
Figure 2.2 Schéma conceptuel illustrant les relations entre la NOM, la DOM et ses principales composantes (DOC, DON, DOP)	11
Figure 2.3 Schéma conceptuel de la composition de la DOM basé sur la polarité et les propriétés des constituants	13
Figure 2.4 Structure représentative des hydrocarbonés	14
Figure 2.5 Classification des principales méthodes de caractérisation de la DOM selon leur approche analytique (A) et le type d'information ciblée (B).....	21
Figure 2.6 Spectre de résonance magnétique nucléaire du proton ^1H unidimensionnel (1D; à gauche) et bidimensionnel (2D; à droite). Adapté de Mitschke et al. (2022).	26
Figure 2.7 Exemple de diagramme de Van Krevelen pour les ratios atomiques H/C et O/C et l’indice CHO. Modifié de Zhang et al. (2020).	29
Figure 2.8 Exemple de spectre de fluorescence sur une gamme de longueur d’onde d’excitation et d’émission	36
Figure 2.9 Principaux facteurs contrôlant la dynamique de la DOM.....	38
Figure 2.10 Zones, sous-zones de végétation et domaines bioclimatiques au Québec	85
Figure 3.1 Organigramme de la méthodologie du projet de recherche	100
Figure 4.1 Schematic representation of the methodological steps within a vulnerability assessment framework for the development of WF1 and WF2 indices.....	107
Figure 4.2 Map of the study sites.	114
Figure 4.3 Post-wildfire runoff and erosion contamination index (WF1) integrating rainfall regime under climate change for Municipality 1 in the Southern Laurentians ecoregion.	118

Figure 4.4 Distance-adjusted post-wildfire runoff and erosion contamination index (WF2) for Municipality 1 in the Southern Laurentians ecoregion.	119
Figure 4.5 Post-wildfire runoff and erosion contamination index (WF1) integrating rainfall regime under climate change for Municipality 2 in the Central Laurentians ecoregion.	121
Figure 4.6 Distance-adjusted post-wildfire runoff and erosion contamination index (WF2) for Municipality 2 in the Central Laurentians ecoregion.	123
Figure 4.7 Post-wildfire runoff and erosion contamination index (WF1) integrating rainfall regime under climate change for Municipality 3 in the Central Laurentians ecoregion.	124
Figure 4.8 Distance-adjusted post-wildfire runoff and erosion contamination index (WF2) for Municipality 3 in the Central Laurentians ecoregion.	125
Figure 4.9 Map of forested areas.	126
Figure 5.1 Map of the study area showing the sampling site location and name (black triangle) and land use types in the Ottawa River Watershed.	140
Figure 5.2 General water chemistry during the growing-season	145
Figure 5.3 Variation in DOM quantity and quality across sites, and spatio-temporal patterns of DOM parameters. Boxplots show spatial differences in (A) DOC concentration, (B) SUVA, and (C). Barplots show average fractional DOM composition based on (D) LC-OCD fractions and (E) PARAFAC components. Score plots show the principal component analyses (PCA) across (F) all periods (inter-temporal), (G) the growing-season (GS), and (H) snowmelt period (SM).	146
Figure 5.4 (A) Average relative percentage abundance of all phytoplankton groups, and (B) average relative percentage biovolume of all phytoplankton groups on each sampling site (GS1 to GS6 and SM1 and SM3). Principal coordinate analysis (PCoA) ordination biplot for phytoplankton community composition in terms of (C) relative abundance, and (D) relative biovolume. Ordinations are based on Bray-Curtis distance. Different colors indicate sampling sites and periods. Ellipses indicate 50% larger coverage probabilities, while the number of coordinates refers to the variance explained by the PCoA axes.	148

Figure 5.5 Redundancy analysis (RDA) of phytoplankton species composition and forward-selected environmental factors in terms of (A) relative abundance, and (B) relative biovolume. Different colors indicate samples at different sampling sites. Only species with goodness of fit >0.2 are displayed. Abbreviation of phytoplankton species can be found in Table B.8.150	
Figure 6.1 Localisation de la prise d'eau potable (PEP) à l'étude dans le Lac St-Louis.	164
Figure 6.2 Concentrations quotidiennes estimées de TOC dans les eaux de la rivière des Outaouais et du fleuve Saint-Laurent, et concentrations saisonnières de TOC mesurées à la PEP sur la période 2018-2025.....	171
Figure 6.3 . Concentration de TOC observée par rapport à la concentration prévue pour a) MLR1 et b) MLR2. La ligne pointillée représente la ligne 1:1.	173
Figure 6.4 Concentrations de TOC prévues selon le scénario climatique analogue pour MLR1 et MLR2, comparées à la période de référence 2018-2025. (a) Répartition saisonnière des prédictions quotidiennes individuelles ; les lignes pointillées horizontales indiquent les concentrations moyennes de TOC associées à la rivière des Outaouais (rouge) et au fleuve Saint-Laurent (vert). b) TOC mensuel moyen prédit ($\pm$ é.t.) pour MLR1, MLR2 et la période de référence.	174
Figure 7.1 Principales contributions académiques et pratiques des trois objectifs du projet de recherche	182
Figure 7.2 Fil conducteur de la thèse - approches, questions de recherche et résultats clés	184
Figure A.1 Spatial distribution of the five homogeneous fire regime (HFR) zones in the Province of Quebec, including the location of the three study areas	259
Figure A.2 Post-wildfire runoff and erosion contamination intrinsic index (WF1) for Municipality 1 in the Southern Laurentians ecoregion.....	263
Figure A.3 Post-wildfire runoff and erosion contamination intrinsic index (WF1) for Municipality 2 in the Central Laurentians ecoregion	265
Figure A.4 Post-wildfire runoff and erosion contamination intrinsic index (WF1) for Municipality 3 in the Central Laurentians ecoregion	266
Figure A.5 Historical wildfire perimeters (1972-2024) across the study municipalities	267

Figure B.1 Excitation emission spectra illustrating peak position	271
Figure B.2 Contour plots of spectral shapes of the five components (C1-C5) identified by PARAFAC modeling. Colors represent fluorescence intensity in Raman Units (R.U.).....	273
Figure B.3 split-half validated fluorescent components calculated from the PARAFAC model on DOM EEMs from the Ottawa River watershed	274
Figure B.4 General water chemistry for the inter-temporal (snowmelt period and growing season) (A) and the snowmelt period (B)	280
Figure B.5 Spearman correlation matrix of general water quality parameters and DOM characterization results (LC-OCD, PARAFAC and fluorescence indices)	281
Figure B.6 Proportion (%) of LC-OCD-OND derive dissolved organic matter (DOM) fractions across all sites during snowmelt period and growing season.....	282
Figure B.7 Hydrograph of the Ottawa River measured at the Carillon damn during 2024	283
Figure B.8 Average relative percentage biovolume of all phytoplankton groups at sampling site SM1/GS1	284
Figure B.9 Temporal variation in conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$) at sampling site GS1/SM1	285
Figure B.10 Average Humification Index (HIX) for the six sampling sites for the snowmelt period and the growing season	286
Figure B.11 Boxplot of the contribution of PARAFAC components	287
Figure C.1 Débit quotidiens observés au barrage Carillon pour l'année analogue 21 (rouge) et les années de la période de référence 1991-225 (bleu). La ligne pointée représente la médiane historique.....	293

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

BB	Éléments constitutifs
BC	Carbone noir
BP	Biopolymère
CDOC	Carbone organique dissout chromatographique
DBC	Carbone noir dissout
SPD	Sous-produit de désinfection
COD	Carbone organique dissout
MOD	Matière organique dissout
EDA	Interactions $\pi - \pi$ donneur-accepteur
FT-ICR-MS	Spectroscopie de masse à très haute résolution
GES	Gaz à effet de serre
HAA	Acides haloacétiques
HOC	Carbone organique hydrophobe
HPLC	Chromatographie liquide haute performance
HPSEC	Chromatographie d'exclusion stérique haute performance
HS	Substances humiques
LC-OCD	Chromatographie liquide-détection de carbone organique
LMWa	Acides de faible poids moléculaire
LMWn	Neutres de faible poids moléculaire
MON	Matière organique naturelle
NMR	Spectroscopie par résonance magnétique nucléaire
OBV	Organisme de bassin versant
OM	Matière organique

PDE	Plan de direction de l'eau
THM	Trihalométhanes
COT	Carbone organique total

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A Informations supplémentaires, Article 1. Source water protection and wildfires threats: a simplified vulnerability assessment framework for drinking water intakes.....	255
ANNEXE B Informations supplémentaires, Article 2. Water masses collide : understanding spatio-temporal variations of organic matter and phytoplankton and their repercussions for drinking water	272
ANNEXE C Informations supplémentaires, Chapitre 3. Prédiction du carbone organique total à une prise d'eau potable située dans une grande confluence fluviale : conditions actuelles et futures.....	297

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

Les changements globaux, entendus comme la combinaison des pressions climatiques et des transformations anthropiques des territoires, exercent une pression croissante sur les sources d'eau de surface destinée à l'alimentation en eau potable, en accentuant les défis liés à la qualité et la quantité de la ressource (Abalasei et al., 2025; Leveque et al., 2021). Sur le plan climatique, ces pressions se manifestent par des régimes hydrologiques plus variables et extrêmes, associées à des épisodes de sécheresses et d'inondations plus fréquents et sévères, ainsi que par une augmentation des températures. À ces perturbations s'ajoutent des événements extrêmes tels que les feux de forêt, dont la fréquence et l'intensité croissantes s'inscrivent dans la trajectoire des changements climatiques (Robinne et al., 2021). Sur le plan anthropique, les changements de l'utilisation du territoire (ex., urbanisation, industries, exploitation forestière, agriculture, barrage) contribuent à la dégradation de la qualité des eaux de surfaces par des sources de pollutions ponctuelles ou diffuses (Leveque et al., 2021). Dans l'ensemble, les usines de traitement de l'eau potable alimentées par des eaux de surface doivent maintenir un service essentiel dans un environnement de plus en plus complexe, marqué par une incertitude croissante quant à la disponibilité et qualité de la ressource. La matière organique naturelle (MON) constitue, dans ce contexte, un indicateur transversal et longitudinal particulièrement sensible aux changements globaux. La MON constitue le fil conducteur de cette thèse pour explorer comment ces pressions peuvent se traduire en contraintes pour la qualité de l'eau de surface destinée à la production d'eau potable.

1.1 Pressions émergentes sur la qualité des sources d'eau potable de surface

L'efficacité des procédés de traitement de l'eau potable, incluant leur sélection, conception, et opération, est fortement dépendante de la présence de MON dans l'eau brute (Anderson et al., 2023; Swinamer et al., 2024). La MON peut engendrer des problèmes esthétiques à l'eau du robinet (couleur, goût et odeur) (Gheraout, 2014), augmenter les coûts de traitement par une hausse de la demande en coagulants et en oxydants, et contribuer à l'encrassement des membranes (Matilainen et al., 2010; Sharp, Jarvis, et al., 2006; Sillanpaa, Ncibi, Matilainen, et al., 2018). Son enlèvement est principalement motivé par la nécessité de minimiser le potentiel de formation de sous-produits de désinfection (SPD) cancérogènes (Ding et al., 2019), notamment les trihalométhanes (THM) et les acides haloacétiques (HAA), qui se forment lors de la chloration en présence de MON résiduelle (Andersson et al., 2020; Bond, Goslan, et al., 2012; Nguyen et al., 2023). Or, les changements

globaux agissent sur plusieurs processus qui tendent à accroître la concentration de la MON et à modifier sa composition dans les eaux de surface (Blanchet et al., 2022). Considérant que les usines de traitement de l'eau potable ont été conçues sous l'hypothèse d'un climat stationnaire (Milly et al., 2008), la vulnérabilité du public s'en trouve amplifiée.

Au cours des dernières décennies, une augmentation de la concentration de MON dans les eaux de surface a été observée dans l'hémisphère nord, un phénomène connu sous le terme de brunissement (Anderson et al., 2023; Blanchet et al., 2022; Kritzberg et al., 2020; Monteith et al., 2007). Le brunissement est largement documenté dans plusieurs régions, incluant le Canada et l'Europe (Anderson et al., 2017; de Wit et al., 2016; Imtiaz et al., 2020; Klante et al., 2021; Meyer-Jacob et al., 2020; Redden et al., 2021). Ce phénomène a d'abord été principalement attribué à une chaîne causale réglementaire provenant de l'adoption de politiques de qualité de l'air, comme le *Clean Air Act Amendement* (1970) aux États-Unis (EPA, 1970), la *Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution* (1979) (UNECE, 1979), et l'*Accord Canada-États-Unis sur la qualité de l'air* (1991) (ECCC, 2024). Ces politiques ont entraîné une diminution des dépôts atmosphériques acides (Monteith et al., 2007), notamment les sulfates (SO_4), augmentant la solubilité de la MON dans les sols et favorisant son exportation vers les eaux de surface (Lawrence & Roy, 2021; Monteith et al., 2007). Plus récemment, les changements climatiques (Blanchet et al., 2022; de Wit et al., 2016; Imtiaz et al., 2020; Skerlep et al., 2020) et l'utilisation du territoire (Blanchet et al., 2022; Kritzberg et al., 2020; Skerlep et al., 2020) ont été identifiés comme des facteurs additionnels amplifiant cette tendance. Dans un contexte opérationnel, le brunissement engendre des défis importants aux usines de traitement de l'eau potable. À Halifax (Nouvelle-Écosse), par exemple, l'augmentation de la MON a nécessité des ajustements majeurs des procédés de traitement pour maintenir la qualité de l'eau potable et respecter les normes en matière de SPD (Anderson et al., 2017; Redden et al., 2021; Swinamer et al., 2024).

Le brunissement influence également la dynamique du phytoplancton dans les eaux de surface en atténuant la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau, favorisant notamment la croissance des cyanobactéries et la production de toxines (Kritzberg et al., 2020; Lyche Solheim et al., 2024; Senar et al., 2021). Ces effets sont amplifiés par l'augmentation des températures associée aux changements climatiques (Creed et al., 2018; Leach et al., 2019; Lyche Solheim et al., 2024). Les cyanobactéries, mieux adaptées aux conditions de faible luminosité que plusieurs autres groupes du phytoplancton, bénéficient ainsi d'un avantage compétitif. Ces conditions favorisent également

la prolifération du phytoplancton mixotrophe (Lyche Solheim et al., 2024; Senar et al., 2019; Senar et al., 2021). Ces changements au niveau de la composition taxonomiques du phytoplancton constituent des indicateurs biologiques reconnus du recouvrement de l'acidification (Vinebrooke & Graham, 1997). À Halifax, des épisodes récurrents de goût et d'odeur à l'eau du robinet ont été attribués à la présence de cyanobactéries au lac Pockwock, dans un contexte de brunissement avancé (Anderson et al., 2017). Dans les usines de traitement, la présence accrue d'algues complique les processus de coagulation et de floculation, diminue la durée de vie des filtres, favorise la croissance bactérienne dans les réseaux de distributions et peut entraîner la production de toxines (Anderson et al., 2017; Ghernaout et al., 2010).

Au-delà de la tendance de brunissement, les feux de forêt constituent des perturbations climatiques ponctuelles capable de modifier rapidement la qualité des eaux de surface destinées à l'alimentation en eau potable. Des saisons records de feux de forêt ont été enregistrées au cours des dernières années, notamment en Australie (2019-2020) (Abram et al., 2021), dans l'Ouest des États-Unis (2020 et 2021) (Lee et al., 2022), en Europe (2023) (European Commission et al., 2024), et au Canada (2023) (Pelletier et al., 2024). L'intensification des fréquences et des intensités est attribuée en partie aux changements climatiques (Abatzoglou & Williams, 2016; Flannigan et al., 2013; Jain et al., 2024; Jones et al., 2022; Wasserman & Mueller, 2023). Les précipitations survenant après un feu de forêt peuvent provoquer une augmentation marquée du ruissellement et une mobilisation accrue de MON et d'autres contaminants vers les cours d'eau (Abraham et al., 2017; Moody & Martin, 2009; Murphy et al., 2015; Smith et al., 2011), constituant une menace directe pour les prises d'eau potable (Bladon et al., 2014; Emelko et al., 2011; Robinne et al., 2020; Robinne et al., 2021). En Alberta, les feux de forêt liés à l'événement de Fort McMurray ont provoqué des hausses abruptes de turbidité et de MON (Emmerton et al., 2020), perturbant les opérations de traitement de l'eau potable (Thurton, 2017). Des perturbations similaires ont été documentées dans d'autres contextes post-feu, illustrant la sensibilité des filières de traitement aux variations soudaines et imprévues de la qualité de l'eau brute (Hohner et al., 2016; Robinne et al., 2021; Writer et al., 2014), et soulignent la nécessité d'une capacité d'adaptation opérationnelle.

La dynamique de la MON est largement documentée dans une grande diversité de contextes, incluant différents types de milieux aquatiques (ruisseaux, rivières, lacs, réservoirs, zones côtières), de contexte géomorphologique et climatique (milieux montagneux, boréaux, tempérés ou arides), de couverts végétaux (forêts boréales, feuillues et mixtes, milieux humides, tourbières) et d'usage

du territoire (bassins versants forestiers, agricoles, urbains et industriels), selon les principaux phénomènes climatiques (saisonnalité, fonte des neiges, précipitations, sécheresses et inondations) (Casas-Ruiz et al., 2020; Creed et al., 2018; Xenopoulos et al., 2021). En revanche, la dynamique de la MON dans des zones de confluence entre masses d'eau aux propriétés physicochimiques contrastées demeure beaucoup moins documentée (Aucour et al., 2003; McKnight et al., 2002). Ces zones constituent pourtant des environnements biogéochimiques particuliers, où le mélange peut entraîner des transformations rapides et non conservatives de la MON. À ces interfaces, les transformations peuvent inclure des processus de floculation, d'adsorption sur les particules minérales et de modification de sa biodisponibilité, altérant simultanément sa concentration et sa composition. Ces mécanismes confèrent aux zones de confluence un rôle structurant dans la variabilité de la MON observée localement (Aucour et al., 2003; McKnight et al., 2002).

Au Canada, la confluence entre la rivière des Outaouais et le fleuve Saint-Laurent constitue un système analogue, à fort enjeu pour l'approvisionnement en eau potable. La rivière des Outaouais draine un vaste bassin forestier du Bouclier canadien et transporte des eaux brunes, riches en matière organique et en nutriments, pauvres en ions. Quant au fleuve Saint-Laurent, il achemine des eaux vertes et plus minéralisées, issues de la région des Grands Lacs, avec des concentrations plus faibles en nutriments (Hudon, 2000). Cette zone de mélange constitue une source d'eau potable majeure pour une partie de la population de l'île de Montréal (MAMH, 2025), plaçant ce système au cœur des enjeux de qualité des eaux de surface destinée à l'alimentation en eau potable. Du point de vue opérationnel, de faibles variations de contributions de ces deux masses d'eau à la confluence peuvent entraîner des changements mesurables de la qualité de l'eau brute (CHAPITRE 5), imposant une vigilance accrue et une capacité d'adaptation soutenue.

L'ensemble de ces pressions engendre une incertitude opérationnelle croissante pour les usines de traitement de l'eau potable. Le maintien de la qualité de l'eau potable nécessite le développement d'approche adaptative capable d'intégrer l'évolution conjointe des pressions climatiques et anthropiques afin de soutenir des prises de décisions éclairées. La résilience à long terme de ces infrastructures repose ainsi sur la capacité à anticiper et à caractériser la variabilité de la MON. Dans les systèmes de confluence, cette anticipation est complexifiée puisque la qualité de l'eau respectif aux bassins versants contributifs peut évoluer différemment sous les mêmes pressions.

1.2 Aperçu des objectifs de recherche de la thèse

Le projet de recherche vise à **analyser les effets de perturbations climatiques sur la dynamique de la matière organique naturelle dans les sources d'eau potable de surface au Québec, afin de contribuer à la protection de ces sources et à la résilience de leur traitement**. Dans cette optique, la thèse mobilise la dynamique de la MON comme fil conducteur pour analyser comment différentes pressions climatiques et environnementales se traduisent en contraintes pour l'alimentation en eau brute des usines de traitement. Cette démarche s'inscrit dans une perspective de soutien à la protection des sources d'eau potable et au renforcement de la résilience des systèmes de traitement face aux changements climatiques et globaux.

Dans un contexte où les pressions climatiques accentuent les tendances à l'augmentation de la MON et au brunissement, les impacts sur les infrastructures de production d'eau potable sont appelés à devenir plus fréquents et plus sévères. Les événements climatiques extrêmes, tels que les feux de forêt, les inondations et les périodes de sécheresse observés au Canada et ailleurs, illustrent la nécessité d'évaluer non seulement les tendances de la matière organique dissoute (MOD), mais également l'acuité des perturbations climatiques sur la qualité de l'eau brute et sur la capacité des usines de traitement à y répondre. Collectivement, ces connaissances sur les tendances de la MON et ses impacts sur le traitement contribueront à outiller les fournisseurs d'eau potable dans l'anticipation des défis opérationnels et des considérations de durabilité. Les objectifs spécifiques du projet de recherche sont les suivants :

Objectif 1 : Développer une méthodologie simple, rapide et applicable à grande échelle pour évaluer la vulnérabilité des prises d'eau potable de surface face à la contamination par ruissellement associée aux feux de forêt.

Objectif 2 : Déterminer la dynamique spatio-temporelle de la MOD dans la partie inférieure de la rivière des Outaouais, incluant la zone de mélange avec le fleuve Saint-Laurent, durant la période de fonte des neiges et la saison de croissance.

Objectif 3 : Développer un cadre prédictif de la variabilité du carbone organique total (*total organic carbon*, COT) à l'entrée de l'usine de traitement d'eau potable de Pointe-Claire en fonction de la dynamique de mélange des eaux de la rivière des Outaouais et de fleuve Saint-Laurent.

1.3 Structure de la thèse

La thèse est structurée en 8 chapitres et comporte trois articles scientifiques, dont un est publié, un soumis et un est en préparation. L'organisation générale du manuscrit reflète la progression logique du projet, depuis le contexte scientifique et réglementaire jusqu'aux contributions méthodologiques et appliquées. La Figure 1.1 présente la structure de la thèse et résume le contenu et le rôle de chacun des chapitres, ainsi que l'articulation des trois articles scientifiques avec les objectifs de recherches.

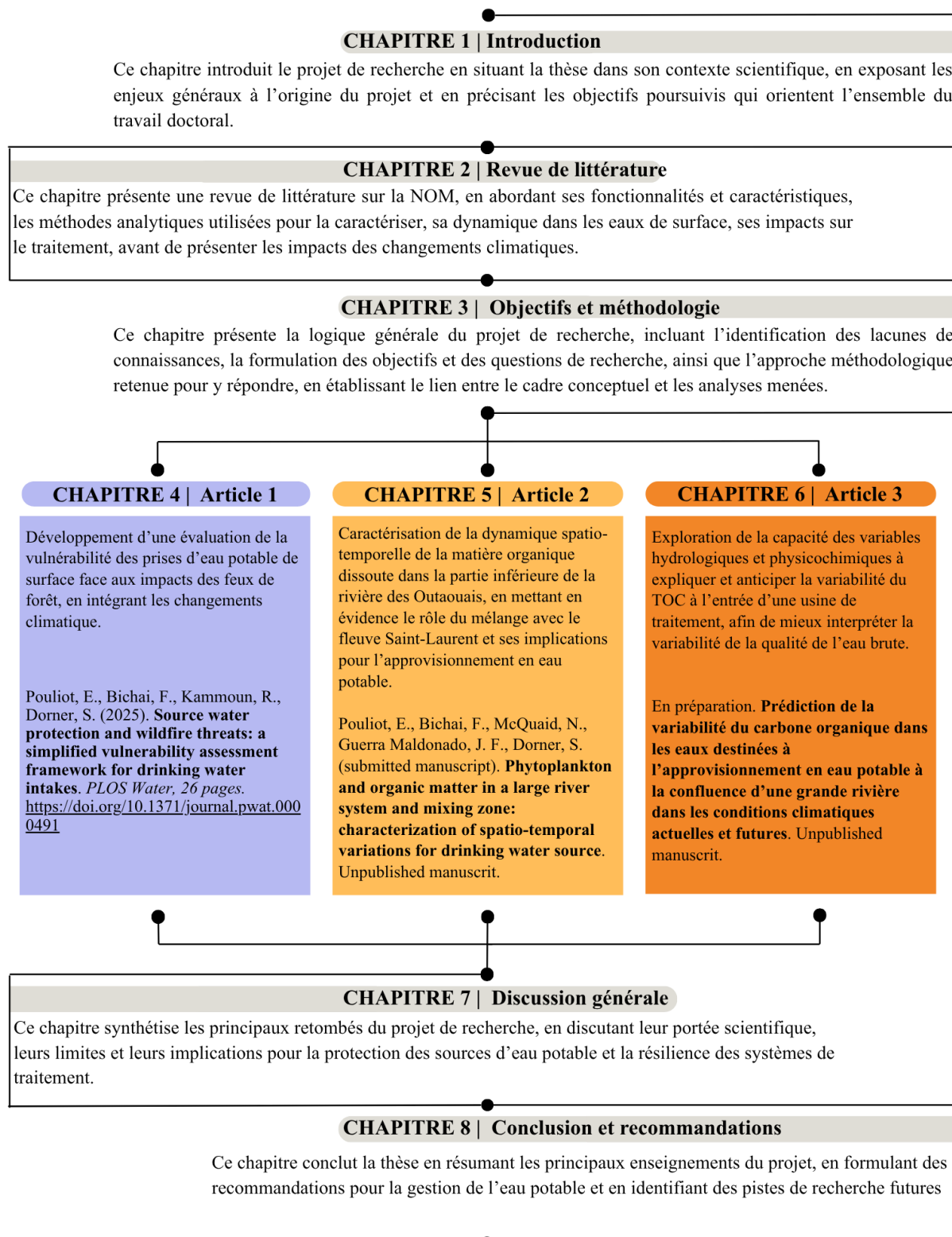


Figure 1.1 Structure générale de la thèse montrant l'articulation entre les chapitres, les articles scientifiques et les objectifs de recherche.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

La présente revue de la littérature vise à offrir une vision intégrée de la MON dans les eaux de surface et des principaux facteurs, notamment climatiques, qui influencent sa dynamique. Cette approche permet de mieux comprendre les enjeux associés à la protection des sources d'eau potable dans un contexte de changements climatiques.

Au-delà de son rôle central dans le cycle global du carbone, la MON représente une composante clé des processus biogéochimiques qui relient les bassins versants aux systèmes aquatiques. Sa variabilité temporelle et spatiale est le reflet d'un équilibre complexe entre les apports terrestres, la production autochtone et les transformations physiques, chimiques et biologiques qui s'opèrent le long du continuum terrestre et aquatique. Cette complexité rend essentielle une approche intégrée combinant les notions de composition moléculaire, de dynamique hydrologique et de fonctionnement écologique.

Dans le cadre de cette thèse, la revue de littérature a pour objectif de poser les bases conceptuelles nécessaires à la compréhension de la dynamique de la MON dans les rivières destinées à la production d'eau potable. Elle permet d'identifier les principaux mécanismes de contrôle, les indicateurs de qualité et de source les plus pertinents, ainsi que les facteurs environnementaux susceptibles de modifier la quantité et la qualité de la MON. Enfin, cette revue sert à établir les liens entre les connaissances fondamentales et les enjeux appliqués liés à la gestion des eaux brutes. Elle met en lumière la nécessité de mieux anticiper les variations de la MON sous l'effet des changements climatiques, afin d'adapter les stratégies de traitement et de protection des prises d'eau potable à des conditions environnementales en constante évolution. La structure générale du chapitre et les interrelations entre les principaux thèmes abordés sont résumées à la Figure 2.1.

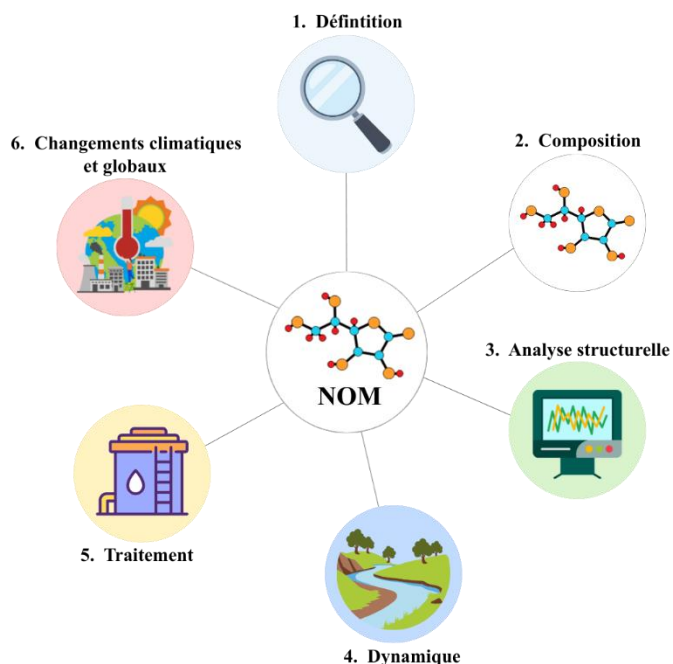


Figure 2.1 Principaux volets abordés dans la revue de littérature (Chapitre 2) en lien avec la MON

Au cœur de cette revue se trouve la MON, dont les interactions multiples avec les composantes environnementales, climatiques et technologiques sont explorées. Premièrement, une exploration de la composition et de la complexité moléculaire de la MON est faite (Section 2.2), en tenant compte de distinguer les grandes familles de composés organiques et leurs structures fonctionnelles. Par la suite, les méthodes analytiques permettant de caractériser (composition et sources) la MON sont présentées (Section 2.3). Les sections suivantes abordent la dynamique spatio-temporelle de la MON (Sections 2.4), en passant par les processus qui régulent la production, la transformation et le transport, ainsi que l'influence saisonnière, hydrologique et des événements climatiques extrêmes. Dans cette section, une attention particulière est aussi portée au phénomène de brunissement des eaux, soit un enrichissement visible de MON terrestre à l'intérieur des eaux de surface. La revue traite également des interactions complexes de la MON au sein du milieu aquatique, incluant le phytoplancton et les métaux (Section 2.5), et les impacts de la MON sur les procédés de traitement de l'eau potable (Section 2.6). Enfin, la dernière section (Section 2.7) élargit la perspective en abordant les changements climatiques et leurs effets sur la quantité et la qualité des eaux de surface, intégrant ainsi une vision plus globale des pressions climatiques qui menacent la durabilité des ressources en eau.

2.1 Exploration de la matière organique naturelle dans les eaux de surface

Dans les écosystèmes aquatiques, la matière organique dissoute (MOD) constitue le plus grand réservoir de carbone à l'échelle mondiale (Bianchi, 2011). Les lacs, rivières et réservoirs jouent un rôle majeur dans le cycle du carbone en recevant, stockant et transformant d'importantes quantités de MOD (Cole et al., 2007). La MOD agit à la fois comme source d'énergie pour les réseaux trophiques et comme vecteur de transport pour divers éléments chimiques, incluant les nutriments et les métaux (Cole et al., 2007; Raymond & Bauer, 2001). La MOD supporte les réseaux trophiques hétérotrophes (Engelhaupt et al., 2003; Fellman et al., 2010), régule la biodisponibilité des métaux lourds et d'autres composés toxiques (Aiken et al., 2011; Zeng et al., 2024), et agit comme absorbant de lumière (Karlsson et al., 2009). La majeure partie de la MOD contribue aux estimations globales du carbone de 600 Pg C dans l'océan, et jusqu'à 1.7 Pg C dans les eaux douces, avec une concentration de <1mg/L dans les océans et comprises entre 0.1-332 mg/L en eaux douces (Catala et al., 2023).

2.2 Composition et complexité de la MON dans les eaux de surface

Dans un système aquatique, la matière organique totale se divise en deux grandes fractions, soit la MOD, qui correspond à la fraction passant à travers un filtre de 0.45 μm , et la matière organique particulaire (POM), qui reste retenue sur le filtre (Kalbitz et al., 2000; Leenheer & Croué, 2003b; Mostofa et al., 2013). La MOD se compose principalement de carbone organique dissous (COD), d'azote organique dissous (NOD) et de phosphore organique dissous (POD). Comme le COD représente la proportion dominante, la concentration totale de MOD est exprimée en termes de COD. La relation hiérarchique entre ces composantes est illustrée à la Figure 2.2.

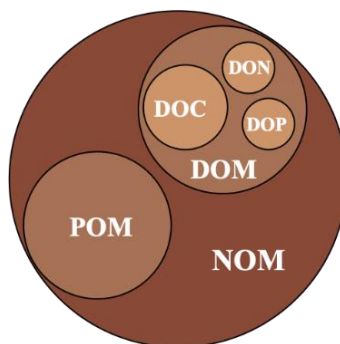


Figure 2.2 Schéma conceptuel illustrant les relations entre la MON, la MOD et ses principales composantes (COD, NOD, POD)

La MOD constitue un mélange hétérogène complexe et dynamique de molécules organiques, comprenant notamment des acides humiques et fulviques, des protéines, des lipides, des glucides et d'autres composés provenant d'organismes vivants ou en décomposition. Ces molécules présentent une grande diversité de tailles, de propriétés physico-chimiques et de structures (Jaffé et al., 2008). Les atomes de carbone (C) sont liés à des atomes d'oxygène (O), d'hydrogène (H), d'azote (N), de soufre (S) et à d'autres éléments (Stevenson, 1982). Ces liaisons structurent des composés aromatiques, aliphatiques, phénoliques et quinoniques, porteur de divers groupes fonctionnels, tels que les amides, carboxyles, hydroxyles, cétone et autres groupements fonctionnels mineurs (Leenheer & Croué, 2003b). La masse moléculaire de la MOD varie de quelques centaines à plus de 100 000 daltons (Da), ce qui la place dans la catégorie des colloïdes (Kalbitz et al., 2000; Leenheer & Croué, 2003a, 2003b).

La littérature scientifique emploie une terminologie variée pour décrire la composition et les propriétés de la MOD. Ces termes, issus de contextes analytiques ou conceptuels différents, peuvent parfois se chevaucher ou diverger selon les études. Afin d'uniformiser le vocabulaire utilisé dans cette thèse, le Tableau 2.1 présente les principales expressions rencontrées dans la littérature, accompagnées de leur signification générale. Ces définitions faciliteront la compréhension des sections suivantes, où plusieurs de ces termes seront employés pour décrire la composition, la réactivité et l'origine de la MOD.

Tableau 2.1 Définition des expressions associées à la MOD et à ses composantes selon la terminologie couramment employé dans la littérature scientifique. Modifié de Xenopoulos et al. (2021).

Terme	Définition
Allochthone, origine terrestre	MOD issue de sources externes à l'écosystème aquatique (ex. : décomposition de végétaux terrestres, matière humifiée)
Autochthone, origine aquatique	MOD produite à l'intérieur de l'écosystème aquatique, généralement par les microorganismes, les algues ou les macrophytes
Aromatique, aromaticité	Propriété des composés contenant de nombreuses structures cycliques planes; corrélée à la proportion de carbone aromatique (SUVA ₂₅₄)
Aliphatique	Composés organiques sans cycles aromatiques; souvent linéaire ou ramifiés
Lignine, de type lignine	Composé phénolique typique des plantes terrestres; certains organismes aquatiques peuvent produire des molécules similaires
Humique, de type humique	Classe chimique définie selon la solubilité, comprenant les acides humiques, fulviques et les humines
Fulvique, de type fulvique	Fraction soluble des substances humiques, quel que soit le pH
Microbien, de type microbien/protéique/ tryptophane/ tyrosine	MOD produite in situ, composée de molécules simples et protéiques d'origine microbienne ou algale
Labile	Fraction facilement dégradable par des processus biotiques (microbiens) ou abiotiques (photolyse)
Biodisponible, biolabile	Partie de la MOD assimilable ou utilisable par les microorganismes
Réfractaire, récalcitrante	Fraction persistante difficilement dégradable; à long temps de résidence
Réactive, réactivité	Fais référence aux interactions abiotiques (lumière, métaux, pH) ou biotique de la MOD; reflète son rôle dans les transformations chimiques et biologiques
MOD chromophorique (CDOM)	Fraction de la MOD absorbant la lumière dans le spectre UV-visible
Transparente/ blanchie	MOD fortement photo-transformée, ayant perdu une partie de sa capacité d'absorption optique

Selon leur affinité avec l'eau, les composés organiques dissous peuvent être classés en trois grandes fractions reposant sur la polarité des composés et leurs propriétés de sorption : hydrophobe, hydrophile et transphile. Chacune de ces fractions regroupe diverses moléculaires organiques distinctes (Figure 2.3).

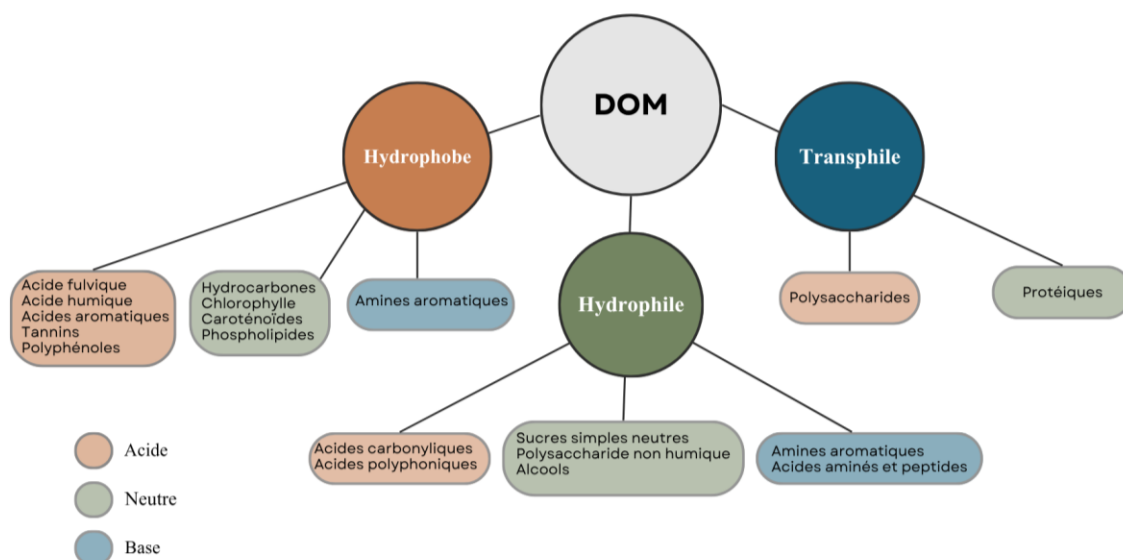
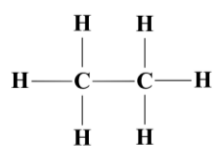


Figure 2.3 Schéma conceptuel de la composition de la MOD basé sur la polarité et les propriétés des constituants

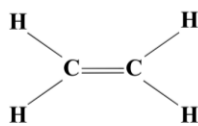
La composition chimique de la MOD dans un milieu aquatique est fortement influencée par la nature des sources qui l'alimentent. Selon qu'elle provienne du milieu terrestre, aquatique ou d'activités humaines, la MOD présente des signatures moléculaires distinctes, qui seront abordées plus en détail dans la Section 2.4. Cette variabilité de sources contribue à la complexité des fractions hydrophobes et hydrophiles décrites ci-après.

2.2.1 Groupes fonctionnels

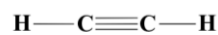
La MOD renferme un mélange de structures hydrocarbonées aliphatiques et aromatiques, auxquelles sont attachés des groupes fonctionnels, tels que les aldéhydes, amines, carbonyles, carboxyles, esters, hydroxyles, cétones, phénoliques et d'autres groupes fonctionnels (Leenheer & Croué, 2003b). Les hydrocarbonés aliphatiques comprennent les alcanes, alcènes et alcynes, tandis que les hydrocarbonés aromatiques comprennent un composé qui contient au moins un anneau benzénique. Les différentes structures hydrocarbonées sont présentées à la Figure 2.4, et les groupes fonctionnels, issus de ces structures, sont présentés au Tableau 2.2.

Hydrocarbures aliphatiques

Alcane



Alcène



Alcyne

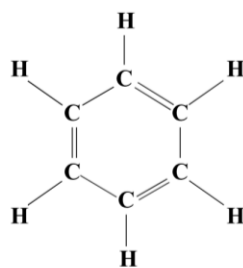
Hydrocarbures aromatiques

Figure 2.4 Structure représentative des hydrocarbonés

Tableau 2.2 Différents groupes fonctionnels qui composent la MOD. Adapté de Thurman (1985) et Wetzel (2001)

Groupe fonctionnel	Structure	Propriétés	Exemples
Carbonyle	C=O	- Groupe polaire capable de former des liaisons hydrogène faibles - Augmente la solubilité aqueuse des composés organiques - Présent dans divers composés aromatiques qui contribue au goût et odeur	Aldéhydes et cétones
Hydroxyle	-OH	- Transforme de nombreux composés organiques en alcools - Augmente fortement la solubilité aqueuse - Participe aux liaisons hydrogène - Permet la formation de chaînes de sucres et d'acides gras.	Phénols, alcools simples, énols, hydroquinone, pyrones, glucide, substances humiques, acides hydrophiles
Carboxyle	COOH	- Liaison adjacente d'un carbonyle et d'un hydroxyle au même atome de C - Présent dans de nombreux acides organiques naturels - Peut former des chélates en s'associant à un groupe phénolique, et lier des ions métalliques - Plus abondant dans les acides fulviques et moins abondants dans les acides humiques	Acides carboxyliques : acide acétique, acide formique
Carboxylate	COO ⁻	- Résulte de la déprotonation d'un carboxyle - Capacité à se lier à un cation métallique, formant un complexe et modifiant potentiellement les propriétés optiques de la MOD - À faible pH : ligand complexant majeur pour la plupart des métaux - À pH élevé : complexation minimisée puisque les acides carboxyliques sont protonés (COOH)	Formes ionisées des acides carboxyliques : acétate, formiate
Phénol	R'-OH	- Groupe hydroxyle (-OH) directement lié à un noyau carbocyclique aromatique (R') - Plus acide que les alcools aliphatiques, en raison de la stabilisation du phénolate par R' - Groupe très réactif, pouvant se déprotoner pour former un phénolate (R'-O⁻) et être oxydé en structure quinonoïde - Les phénols simples sont produits par les plantes supérieures et les algues - Présence en petite concentration dans les eaux naturelles	Catéchole, acide salicylique, crésol, acide syringique, acide vanillique, tannins
Quinone	R-(C=O) ₂	- Groupe réactif à l'oxydoréduction produite par les microbes, les champignons et les plantes supérieures - Existe sous forme oxydée (quinone) et réduite (semiquinone, hydroquinone) - Impliqué dans les réactions de transfert d'électrons biogéochimiques (abiotiques et biotiques) associées à la MOD	Présent dans les substances humiques

Tableau 2.2 Différents groupes fonctionnels qui composent la MOD (Suite)

Groupe fonctionnel	Structure	Propriétés	Exemples
Amine et Amide	-NH ₂	- Groupe polaire contenant de l'azote - Principaux constituants des acides aminés et des peptides, représentent environ 2 à 3% de la MOD - Une vingtaine d'acides aminés essentiels existent et s'associent par liaison peptidique pour former des peptides et des protéines. - Les peptides sont des polymères d'acides aminés, tandis que les protéines sont constituées d'un ou plusieurs peptides repliés selon une structure tridimensionnelle spécifique	Acides aminés (tyrosine, tryptophane, phénylalanine), peptides, protéines
Éther	C-O-C	- Atome d'oxygène lié entre deux atomes de carbone (aliphatique ou aromatique) - Résistant à hydrolyse, contribuant à la stabilité structurale de la MOD	Éther diéthylique, dioxane
Ester	R-COOR'	- Groupe carbonyle lié à un oxygène ester, formé par la réaction entre un acide carboxylique et un alcool - Plus polarisé et réactif qu'un éther - Présent dans les lipides et les composés organiques complexes - Influence la transformation biologique de la MOD	Acétate d'éthyle, salicylate de méthyle, vanillate de méthyle

2.2.2 Principales classes moléculaires de la MOD

La MOD est constituée d'un mélange complexe et hétérogène de composés organiques d'origine et de propriétés variées. Parmi les principales classes moléculaires de la MOD, on retrouve notamment les substances humiques, les glucides, les protéines et acides aminés, les lipides et la lignine.

Substances humiques

Les substances humiques (SH) constituent les principales composantes hydrophobes de la MOD et représentent entre 40% et 80% de celle-ci dans les milieux aquatiques. Ce sont des macromolécules amorphes, hétérogènes et récalcitrantes, issues d'une minéralisation incomplète de la matière organique et de la décomposition de la biomasse végétale et microbienne (Stevenson, 1982). D'origine terrestre ou aquatique (Sipler & Bronk, 2015), les HS se forment principalement par dépolymérisation enzymatique et oxydation de biopolymères végétaux (Wershaw, 1999), ainsi que par dégradation chimique et biologique de résidus animaliers et de la synthèse microbienne (Schnitzer, 1978). Ces molécules résultent d'un assemblage complexe de composés aromatiques et aliphatiques, incluant des acides humiques, acides fulviques, tannins, lignines et acides gras (Feng et al., 2022).

Les HS sont classés en trois sous-groupes selon leur solubilité et leur poids moléculaire : les acides humiques, les acides fulviques et les humines. Les humines sont insolubles sous toutes conditions de pH, alors que les acides humiques sont insolubles à $\text{pH} < 2$, et les acides fulviques sont solubles à tous les pH (Schnitzer, 1978; Sipler & Bronk, 2015). La couleur jaunâtre à noire caractéristique de certaines eaux de surface est attribuable à la présence de HS, les humines conférant les teintes les plus foncées (Schnitzer, 1978; Stevenson, 1982). La solubilité des HS est affectée par les structures ioniques des groupes fonctionnels, incluant les groupes carboxyliques et phénoliques, favorisant également la complexation des métaux et d'autres substances (Tranvik, 2014). La présence de groupes fonctionnels oxygénés (carboxyliques, phénoliques, carbonyles) confère aux HS une capacité élevée à former des complexes solubles et insolubles avec les ions métalliques ($\text{Fe}^{3+} > \text{Al}^{3+} > \text{Pb}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Mn}^{2+} > \text{Mg}^{2+}$), modulant ainsi leur mobilité et leur biodisponibilité dans les écosystèmes aquatiques.

Acides humiques

Les acides humiques présentent une grande diversité structurale, composée de groupes phénoliques, carboxyliques, quinonique, catécholique, et d'autres groupes fonctionnels, ainsi que de sucres et de peptides (Stevenson, 1982). La majeure partie des acides humiques est constituée de groupes phénoliques et carboxyliques. La structure d'une molécule d'acide humique est composée d'une portion hydrophile, formée de groupes hydroxyles (OH-), et d'une portion hydrophobe, formée de chaînes aliphatiques et d'anneaux aromatiques (de Melo et al., 2016). Les acides humiques ont la capacité de se lier aux métaux cationiques et former des complexes, jouant un rôle dans la rétention et le transport des éléments traces (de Melo et al., 2016).

Acides fulviques

Les acides fulviques se distinguent par un poids moléculaire plus faible (500 à 2000 Da) et une teneur plus élevée en oxygène, mais moins de C et de N, que les acides humiques et les humines. Les acides fulviques possèdent davantage de groupes fonctionnels contenant de l'oxygène (COOH, OH, C=O) par unité de poids moléculaire (Schnitzer, 1978; Stevenson, 1982). Issus de la dégradation des acides humiques et des humines (Schnitzer, 1978), les acides fulviques constituent une fraction plus mobile des acides hydrophobes. Leur aptitude à former des complexes avec des ions métalliques et des oxydes hydratés en solution leur confère un rôle majeur dans la mobilisation, la biodisponibilité et la réactivité des polluants organiques, comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques, et métalliques (Song et al., 2018). Les acides fulviques peuvent aussi interagir avec des matériaux argileux et se combinent avec des alcanes, des acides gras et des phtalates de dialkyle (Ogner & Schnitzer, 1970, 1971).

Glucides

Les glucides se divisent en deux groupes : (1) les sucres simples ou monosaccharides (e.g. glucose, mannose, galactose et fructose) et (2) les sucres complexes, formés de plusieurs unités de monosaccharides liées par des liaisons covalentes. Les monosaccharides sont classifiés selon la présence d'un groupe aldéhyde ou cétose (aldose et cétose) et selon le nombre d'atomes de C contenu sur la chaîne principale (e.g., triose (3), tetrose (4), pentose (5) et hexose (6)). Les sucres complexes sont formés de disaccharides, deux monosaccharides avec un lien covalent (e.g. maltose, lactose et sucrose) ayant une réserve énergétique facilement disponible, de oligosaccharides, quelques monosaccharides avec des liens covalents, et de polysaccharides,

polymères constitués de dix monosaccharides ou plus, et de disaccharides, devant être hydrolysés pour permettre l'utilisation.

Les glucides jouent un rôle majeur au niveau des organismes en ayant les fonctions de protéger la paroi cellulaire, de réserve énergétique et d'améliorer l'identification cellulaire et immunitaire lorsqu'ils sont liés à des lipides (Libes, 2009). Les glucides représentent environ 75% des plantes vasculaires, essentiellement sous forme de polysaccharides, tels que la cellulose, l'hémicellulose et la pectine (Kogel-Knabner, 2001). Les deux derniers sont plus facilement dégradés par les bactéries et les champignons que la cellulose, en conditions aérobies et anaérobies (Swift et al., 1979). Chez les bactéries, les glucides représentent plus de 40%, tandis que chez le phytoplancton, ils représentent entre 21% et 50% (Biersmith & Benner, 1998).

Protéines et acides aminés

Les protéines sont des polypeptides composés de longues chaînes d'acides aminés reliées par des liaisons peptidiques. Les acides aminés se répartissent en trois grandes classes principales, soit basiques, neutres et acides, chacune déterminant la charge et la réactivité des protéines (Kogel-Knabner, 2001). Les protéines remplissent des fonctions biologiques essentielles, telles que régulateurs, substances de stockage, servant comme enzymes, protéines de transport et protéines de structures (Kogel-Knabner, 2001). Dans les plantes, les protéines se retrouvent surtout dans les tissus intracellulaires, et sont rapidement décomposées par plusieurs microorganismes, ce qui les définit comme étant les composantes des plantes les moins stables (Kogel-Knabner, 2001).

Lipides

Les lipides constituent un groupe hétérogène de molécules présentant des propriétés variables, certains étant apolaires, tandis que d'autre possèdent la fois une portion polaire et une portion apolaire. Ils jouent un rôle dans le stockage d'énergie et la formation des membranes cellulaires. Les principaux lipides libres biosynthétisés par les plantes terrestres, les plantes aquatiques, et les planctons sont les *n*-alcanes (Derrien et al., 2017; Otto & Simpson, 2005), une molécule non polaire résistant à la dégradation (Derenne & Largeau, 2001). Les lipides ont le plus grand potentiel en tant que marqueur moléculaire (i.e., identifier la source de MOD) pour les environnements marins, côtiers, estuaires, et d'eaux douces (Derrien et al., 2017).

Lignine

La lignine est une macromolécule tridimensionnelle de nature amphiphiles localisée dans la paroi cellulaire des plantes vasculaires. Elle est formée d'unités phénylpropanoïdes dérivées de trois alcools principaux, soit l'alcool sinapylique, l'alcool coniférylique et l'alcool p-coumarylique, qui déterminent respectivement la composition des bois durs (angiospermes), bois tendres (gymnospermes) et plantes herbacées (Derenne & Largeau, 2001; Kogel-Knabner, 2001). Cette structure confère à la lignine une rigidité mécanique essentielle au maintien de la plante (Kogel-Knabner, 2001). La lignine est la deuxième composante la plus abondante après les polysaccharides (Derenne & Largeau, 2001). La lignine est hautement résistante à la décomposition microbienne, seuls les champignons de la pourriture blanche sont capables de la minéralisation complète en CO₂ et H₂O, et uniquement sous conditions aérobies (Kogel-Knabner, 2001; Robertson et al., 2008). Les produits issus de sa dégradation, tels que les composés vanillique, syringiques et cinnamiques (Derenne & Largeau, 2001)—participent à la formation des acides humiques (Shevchenko & Bailey, 1996). La lignine constitue un précurseur des HS et un indicateur de l'origine terrestre de la MOD.

2.3 Méthodes d'analyse de la MOD : de la molécule à l'atome

Les méthodes de caractérisation de la MON ont été grandement étudiées en raison de leurs utilités dans l'identification des sources de la MON et la prédiction de sa réactivité (Derrien et al., 2019; Matilainen et al., 2011; McKnight et al., 2001). Ces informations peuvent aider à mieux comprendre la santé et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques (Xenopoulos et al., 2021), ou à orienter les usines de traitement de l'eau potable quant aux défis potentiels liés au traitement de l'eau potable et à son optimisation (Chen et al., 2007; Shutova et al., 2014). Elles sont particulièrement pertinentes pour évaluer les enjeux tels que le potentiel de formation des sous-produits de désinfection (SPD) (Kim & Yu, 2005; Zhao et al., 2009), la demande en coagulant (Matilainen et al., 2010; Sharp, Parsons, et al., 2006), le potentiel de recroissance bactérienne dans le système de distribution et l'encrassement des membranes (Her et al., 2008).

Plusieurs méthodes et indicateurs ont été développés pour caractériser la MON en fonction des différentes propriétés structurales, telles que la taille, la biodégradabilité, la polarité, ainsi que d'autres aspects structurels qui touchent la composition moléculaire. Le choix des méthodes analytiques et des indicateurs repose généralement sur trois grands axes de caractérisation :

l'estimation de la concentration, la caractérisation moléculaire et l'identification des sources (Derrien et al., 2019; Matilainen et al., 2011). Chaque axe regroupe plusieurs approches, sélectionnées en fonction des objectifs spécifiques de l'étude, de la disponibilité des équipements et du temps requis. Ainsi, les méthodes courantes et émergentes de caractérisation de la MOD sont généralement classées selon les propriétés ciblées de la MOD—qu'elles soient structurales ou liées à la réactivité. Plusieurs revues de littérature proposent des synthèses détaillées de ces approches (Derrien et al., 2019; Matilainen et al., 2011; Minor et al., 2014; Nebbioso & Piccolo, 2013). La Figure 2.5 et le Tableau 2.3 en présentent un aperçu, tandis que les sections suivantes les décrivent plus en détail. Les méthodes les plus utilisées sont en couleur,

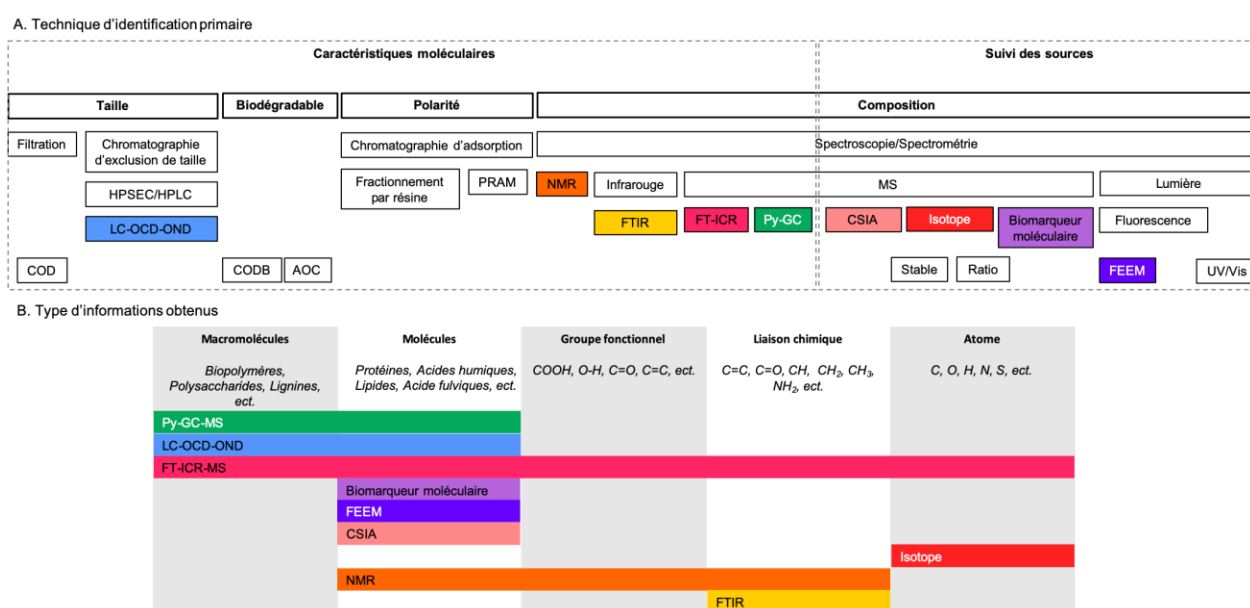


Figure 2.5 Classification des principales méthodes de caractérisation de la MOD selon leur approche analytique (A) et le type d'information ciblée (B)

Tableau 2.3 Comparaison des méthodes de caractérisation de la MOD selon leur mode de fonctionnement. Informations tirées de Derrien et al. (2019), Matilainen et al. (2011) et Whitty et al. (2021).

Méthode d'analyse		Caractéristique détectée	Avantage	Inconvénient
LC-OCD		Fractionne la MON en fonction des tailles moléculaires des composés organiques présents	Rapide, sensible, prétraitement minimal (filtration), requiert des petits volumes d'échantillon, équipements pas trop sophistiqués	Effets de charge pendant la mesure (colonne/MON, éluant/MON), choix du détecteur et des étalons appropriés, pas adapté pour des applications en ligne
NMR	¹ H NMR	Détermine la structure par rapport aux noyaux d'hydrogène-1 à l'intérieur des molécules d'une substance	Très sensible, outil puissant, surtout en combinaison avec la ¹³ C MNR pour l'analyse structurale	L'interprétation des spectres peut être limitée
	¹³ C NMR	Structure carboxylique de la MON, ainsi que le carbone aliphatique, le carbone o-alkyle, le carbone aromatique et carbonyle. Cela peut être fait sur un échantillon solide ou liquide	Outil puissant, surtout en combinaison avec la ¹ H NMR pour l'analyse structurale.	Moins sensible au carbone que la ¹ H NMR à l'hydrogène, l'échantillon de MON doit être isolé pour les mesures en NMR à l'état solide, paramètre sensible
	¹⁵ N NMR	Identifie les carbones liés à l'azote	Vision plus large de la structure de la MON	Le noyau est assez insensible, ¹⁵ N apparaît en faible pourcentage dans l'azote naturel
FTIR		Hydrocarbures aromatiques et aliphatiques, différentes liaisons et groupes fonctionnels, e.g. OH dans les groupes carboxyliques et alcooliques	L'échantillon peut être mesuré à la fois en phases liquide et solide, les instruments actuels sont petits, fiables et faciles à utiliser	L'interprétation de l'analyse peut être difficile en raison du chevauchement des caractéristiques spectrales, dû à la complexité et à la polyfonctionnalité de la MON
MS-FT-ICR		Espèces moléculaires masses exactes et formules moléculaires des composés dans la MON	Étendue complète de la complexité moléculaire de la MON, peut être combiner avec la SEC ou la HPLC	Interprétation des données est difficile en raison de la complexité de la MON
MS-Py-GC		Propriétés structurales et moléculaires des composés dans MON	Sensible, spécifique, rapide	Réactions chimiques indésirables, interprétation des données est difficile en raison de la complexité de la MON
CSIA		Signature isotopique individuelle de composés spécifiques permettant d'identifier les sources et transformations de la MON.	Bonne résolution, informations sur les processus biogéochimiques	Prétraitement intensif nécessaire, instruments spécialisés

Tableau 2.3 Comparaison des méthodes de caractérisation de la MOD selon leur mode de fonctionnement. Adapté de (Derrien et al., 2019); Matilainen et al. (2011); (Whitty et al., 2021) (Suite)

Méthode d'analyse	Caractéristique détectée	Avantage	Inconvénient
Isotope	Utilisation des isotopes stables (^{12}C et ^{13}C), combinée au rapport isotopique de l'azote stable $\delta^{15}\text{N}$ afin d'éviter certains chevauchements existants avec l'utilisation unique de du traceur $\delta^{13}\text{C}$. Identifie l'origine de la MON (allochtone vs. autochtone) et les processus de transformations dans l'environnement.	Ne nécessite pas beaucoup de prétraitement	L'analyse donne seulement une valeur qui est reliée à la source de la MON.
Biomarqueur moléculaire	Identifie les origines de matière organique et les processus biogéochimiques. Les biomarqueurs les plus communs sont la lignine, protéines, glucides, et pigments de plantes.	Capacité à identifier plusieurs sources simultanément, niveau de précision élevé, détection de sources très large (sources et classes d'organismes tels que le type de bactéries, plantes et plancton)	Prétraitement intensif nécessaire, instruments spécialisés requis, représentation partielle de la matière organique
FEEM	Les molécules de l'échantillon sont excitées par irradiation à une certaine longueur d'onde et la radiation émise est mesurée à une longueur d'onde différente. Les doubles liaisons conjuguées et les anneaux aromatiques, -OH et -NH ₂ favorisent la fluorescence, tandis que -COOH la diminue. Trois groupes principaux : les fluorophores de type tryptophane, humiques et fulviques	Rapide, sensible, spécifique potentiel pour une application en ligne, instrument de hautes sensibilités sont disponible, technique non destructive de la nature de l'échantillon, prétraitement minimal (filtration)	Sensible à l'environnement chimique (e.g., pH)
UV-vis	Mesure quantitative de tous les composés de l'échantillon qui absorbent la lumière UV. Les doubles liaisons C-C conjuguées, le carbone aromatique, -COOH et -OH augmentent l'adsorption.	Simple, rapide, requiert des instruments pas trop sophistiqués	Tous les composés de la MON ne peuvent pas être détectés. Adsorption spécifique à la longueur d'onde, sous-estimation des composés à faible masse moléculaire (LMW), sensible à l'environnement chimique (e.g., pH, force ionique, fer dissout)

2.3.1 Méthodes analytiques de caractérisation moléculaire

LC-OCD-OND

La chromatographie liquide haute performance (HPLC), et plus spécifiquement la chromatographie d'exclusion stérique haute performance (HPSEC), peut-être couplée à un détecteur de carbone organique pour former ce que l'on appelle couramment l'analyse par LC-OCD. Par cette méthode, le DOC est divisé en fraction non chromatographiable (HOC) et en fraction chromatographiable, qui représente la fraction CDOC. La fraction chromatographiable est fractionnée en cinq composés principaux prédéfinis selon leur taille et leur interaction avec le gel (Huber et al., 2011): (1) biopolymères (BP); (2) substances humiques (HS); (3) éléments constitutifs (BB); (4) acides de faible poids moléculaire (LMWa); et (5) neutres de faible poids moléculaire (LMWn). Le Tableau 2.4 présente les principales caractéristiques associées à chacune de ces fractions.

Tableau 2.4 Caractéristiques des fractions de la MOD obtenues par LC-OCD. Adapté de Huber et al. (2011).

Fractions	Poids moléculaire	Propriétés	Caractéristique
Carbone organique hydrophobe (HOC)		Hydrophobe	Lipides libérés par les bactéries ou les algues, hydrocarbonées
Biopolymères (BP)	> 10 000 Da	Absence d'absorbance UV, hydrophile	Polysaccharides, sucres aminés, polypeptides et protéines
Substances humiques (HS)	~ 1000 Da	Forte absorbance d'UV, hydrophobe	Acides humiques et fulviques, groupes carboxyliques
Éléments constitutifs (BB)	350-500 Da	Absorbance d'UV	Constitué du produit de dégradation des substances humiques Propriétés similaires aux substances humiques, mais avec un poids moléculaire inférieur
Acides de faibles poids moléculaires (LMWA)	< 350 Da	Chargé négativement	Acides organiques aliphatiques
Neutres de faible poids moléculaire (LMWN)	< 350 Da	Hydrophile faiblement ou non-chargé, amphiphilique	Alcools, aldéhydes, cétones, acides aminés

L'analyse par LC-OCD permet de mieux comprendre les effets de l'usage du territoire, qu'il soit naturel (e.g., zone forestière, milieu humide) ou anthropique (e.g., zone agricole, zone urbaine, zone d'activités forestières, barrages), sur la composition et la dynamique de la MOD des eaux de

surface (e.g., lac, rivière, estuaires) (Aukes et al., 2021; Chen, He, et al., 2016; Orlova et al., 2024; Romero González-Quijano et al., 2022; Williams et al., 2010; Wilson & Xenopoulos, 2009; Wu et al., 2019).

Au niveau du traitement de l'eau potable, l'analyse LC-OCD s'est révélée particulièrement utile pour la caractérisation de la MOD à différentes étapes du traitement (voir section 2.5) (Aghasadeghi et al., 2017; Baghoth, Sharma, Guitard, et al., 2011; Legge et al., 2011), ainsi que pour l'anticipation de la présence de MOD provenant d'un feu de forêt (Bahramian et al., 2025). Grâce à sa résolution moléculaire, l'analyse LC-OCD est utile pour caractériser les conditions des ressources en eau potable, en particulier dans un contexte de changements d'usage du territoire ou de pressions climatiques.

NMR

Depuis plusieurs décennies, la spectroscopie par résonance magnétique nucléaire (NMR) est largement utilisée pour la caractérisation de la MON, en raison de sa capacité à fournir des informations détaillées sur la structure moléculaire des échantillons (Matilainen et al., 2011). Cette technique repose sur l'interaction entre des noyaux atomiques (typiquement ^1H , ^{13}C et ^{15}N) possédant un moment magnétique et un champ magnétique externe, induisant l'absorption puis la réémission d'un rayonnement électromagnétique propre à leur environnement chimique (Mopper et al., 2007). La spectroscopie par NMR peut être réalisée en phase liquide ou en phase solide (Minor et al., 2014; Mopper et al., 2007), toutefois, la phase liquide est techniquement plus facile à réaliser (Mitschke et al., 2022).

La NMR unidimensionnelle (1D) est utilisée pour quantifier la distribution des groupes fonctionnels, notamment pour évaluer l'insaturation ou estimer la proportion relative de structures aliphatiques et aromatiques (Croue, 2004). Toutefois, la complexité intrinsèque de la MON entraîne souvent des chevauchements de signaux spectraux, limitant ainsi l'interprétation quantitative, en particulier en spectroscopie ^{13}C (Chen et al., 2002). Pour surmonter ces limites, le recours à des approches bidimensionnelles (2D) ou multidimensionnelles s'est progressivement imposé, offrant une meilleure résolution des structures moléculaires (Mitschke et al., 2022). Un exemple de résultat obtenu pour la NMR 1D et 2D sur le noyau atomique ^1H est présenté à la Figure 2.6.

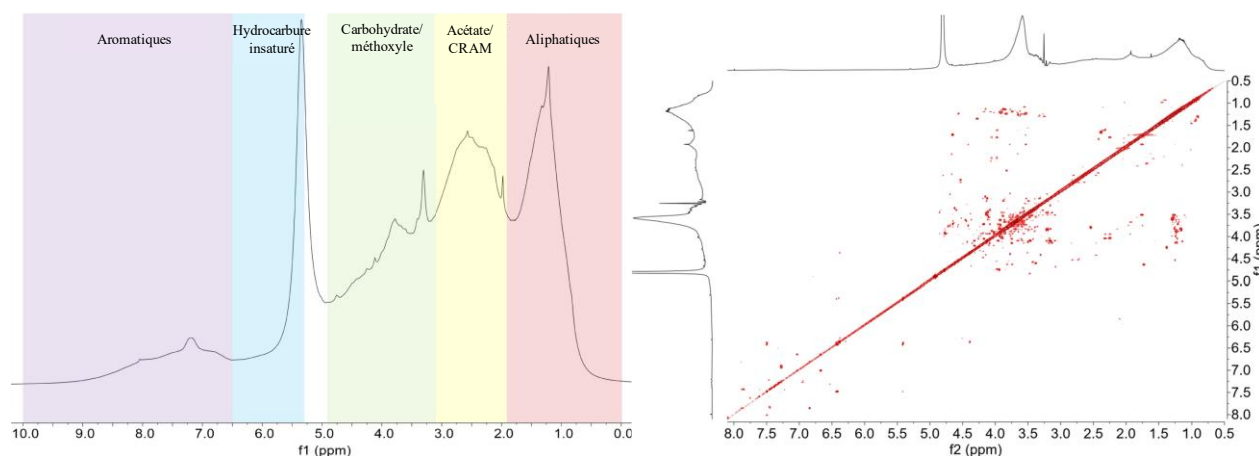


Figure 2.6 Spectre de résonance magnétique nucléaire du proton ^1H unidimensionnel (1D; à gauche) et bidimensionnel (2D; à droite). Adapté de Mitschke et al. (2022).

La spectroscopie par NMR est complémentaire à la spectroscopie de masse à très haute résolution, notamment la FT-ICR-MS. Bien que la FT-ICR-MS détecte des milliers de formules moléculaires avec une précision extrême, elle ne permet pas d'identifier directement les groupes fonctionnels ni de différencier les composés ayant une même formule brute, mais avec des structures distinctes (isomères), et elle reste dépendante aux techniques d'ionisation employées (Mitschke et al., 2022; Seidel et al., 2022). L'analyse par NMR vient pallier ces limites en offrant une lecture directe de l'environnement chimique des noyaux atomiques, permettant ainsi de caractériser la nature des liaisons, la polarité, l'aromaticité et les groupements fonctionnels présents dans la MOD. Cette complémentarité structurale entre les deux techniques permet une vision plus complète et intégrée de la diversité moléculaire de la MOD. Ce qui est particulièrement utile pour comprendre l'origine, la réactivité et la stabilité de la MOD à différentes échelles spatio-temporelles (Mopper et al., 2007; Seidel et al., 2022)

La spectroscopie par NMR unidimensionnelle (1D) a démontré son utilité pour suivre les variations de la MOD dans les eaux de surface (Hood et al., 2005; Kamjunke et al., 2019) et les zones humides (Kim et Yu, 2007 ; Chen et al., 2002). Toutefois, l'utilisation de la spectroscopie par NMR multidimensionnelle (2D et 3D) demeure encore relativement limitée, et à un stade précoce de développement dans le domaine de la caractérisation de la MOD. De façon générale, qu'il s'agisse de la spectroscopie par NMR 1D ou multidimensionnelle, plusieurs défis persistent : les exigences élevées en matière de préparation des échantillons, incluant l'extraction, la concentration et le fractionnement, la faible sensibilité de la technique, qui impose souvent des temps d'acquisition

très longs pour obtenir des spectres de haute qualité sur de faibles volumes d'échantillon, ainsi que la complexité analytique associée à l'interprétation des signaux provenant de matrices complexes (Mitschke et al., 2022; Mopper et al., 2007). Malgré ces contraintes, la spectroscopie par NMR demeure une approche fiable pour approfondir la compréhension structurale de la MOD à l'échelle moléculaire.

FTIR

La spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) est une technique couramment utilisée pour caractériser la MOD, que l'échantillon soit sous forme liquide ou solide, et est particulièrement efficace pour identifier les groupes fonctionnels présents dans les échantillons de MOD (Derrien et al., 2019). Cette méthode détecte des structures spécifiques ayant des moments dipolaires, à l'aide des vibrations et rotations moléculaires qui sont directement liées à l'absorption de la lumière infrarouge (Matilainen et al., 2011). Par l'analyse du nombre d'onde d'absorption du spectre, il est possible d'obtenir des informations sur les liaisons chimiques et les groupes fonctionnels des molécules présentes dans la MOD, comme les groupes -OH ($3200\text{-}3600\text{ cm}^{-1}$), -CH ($2850\text{-}2960\text{ cm}^{-1}$), ou encore les carbonyles ($1690\text{-}1760\text{ cm}^{-1}$) (Zhang et al., 2024).

La spectroscopie FTIR est rapide, non destructive et offre une résolution moléculaire permettant d'obtenir une vue d'ensemble des liaisons covalentes polaires transitoires au sein d'un échantillon, y compris des groupes organiques fonctionnels et des liaisons C=O dans les espèces carbonatées, ainsi que des liaisons Si-O dans les silicates (Minor et al., 2014). Cependant, la complexité de la MOD entraîne souvent un chevauchement des pics caractéristiques dans le spectre, rendant l'interprétation des résultats plus difficile. Ce chevauchement peut être réduit en utilisant des techniques comme la dérivée seconde ou la convolution auto-Fourier, dans le cas d'un échantillon isolé de MOD, qui permettent de décomposer les pics et d'obtenir une meilleure résolution. Pour analyser un ensemble d'échantillon, les calculs de spectroscopie de corrélation bidimensionnelle basés sur la perturbation généralisée à l'ensemble des données sont appliqués (Abdulla et al., 2010).

En dépit de ces défis, FTIR reste une méthode largement utilisée pour caractériser la MOD, bien qu'elle soit souvent combinée à d'autres techniques analytiques, comme la NMR ou la fluorescence, afin de raffiner l'interprétation des résultats. C'est notamment le cas dans le cadre d'étude de l'efficacité des processus de traitement de l'eau (Rodriguez et al., 2016). L'ATR (Attenuated Total Reflectance) et le DRIFT (Diffuse Reflectance Infrared Fourier Transform) sont

des variantes modernes qui permettent une analyse plus robuste et reproductible de la MOD, offrant ainsi une alternative plus fiable et non destructive aux méthodes traditionnelles basées sur la transmission (Derrien et al., 2019).

FT-ICR-MS

La spectroscopie de masse par résonance cyclotronique à transformée de Fourier (FT-ICR-MS) est une technique de pointe qui permet une analyse extrêmement précise de la structure chimique de la MOD dans divers environnements naturels et processus de traitement de l'eau. La méthode se base sur la détection des ions en fonction de leur rapport masse/charge (m/z) et de leur fréquence cyclotronique, ce qui permet de déduire la structure chimique des molécules présentes dans l'échantillon (Marshall & Hendrickson, 2002). La FT-ICR-MS a donc la capacité d'analyser les poids moléculaires et d'identifier une large gamme de composantes de la MOD, incluant les compositions chimiques des fragments structuraux complexes (He et al., 2022). Elle se distingue par sa résolution ultra-élevée, ce qui permet d'obtenir une exactitude de masse de <1 partie-par-million (ppm). Ainsi, la FT-ICR-MS est l'outil le plus efficace pour l'obtention des formules chimiques des composantes inconnus de la MOD. Cet outil est également intéressant pour la caractérisation moléculaire de la MOD dans des milieux aquatiques, notamment les lacs, les rivières et les estuaires (Derrien et al., 2019; Mopper et al., 2007). Cette méthode repose sur plusieurs étapes analytiques successives qui peuvent être regroupées en trois grands groupes : (1) le prétraitement des échantillons pour l'analyse FT-ICR-MS; (2) la méthode d'ionisation; et (3) l'interprétation des données.

La concentration de COD dans les eaux naturelles est habituellement entre 0-10 mg/L (Mao et al., 2016; Zhang, Yang, et al., 2013), ce qui ne répond pas aux exigences pour une analyse de masse à ultra-haute résolution (Li, Song, et al., 2016). De plus, les ions inorganiques contenus dans la matrice de l'eau peuvent interférer avec l'ionisation des molécules de la MOD. Par conséquent, l'enrichissement et la purification de la MOD dans les eaux naturelles sont requis pour l'analyse FT-ICR-MS (Sandron et al., 2015). Pour ce faire, l'une des méthodes largement adoptée est l'extraction en phase solide (SPE) (Li, Harir, et al., 2016).

Pour appliquer la FT-ICR-MS, l'échantillon prétraité doit être ionisé par des méthodes non sélectives, avec une faible fragmentation, afin de permettre une caractérisation quantitative de la MOD (Mopper et al., 2007). Parmi les sources d'ionisation les plus courantes figurent la

désorption/ionisation laser assistée par matrice (MALDI), la photoionisation à pression atmosphérique (APPI) et l'ionisation par électrospray à pression atmosphérique (ESI). Parmi celles-ci, l'ESI est la plus populaire pour l'analyse de la MON. Cette technique peut ioniser des composés provenant de solutions aqueuses et produire des ions moléculaires protonés ou déprotonés ($[M + H]^+$ ou $[M - H]^-$) avant l'injection dans le spectromètre de masse (Kujawinski, 2002; Mopper et al., 2007).

La FT-ICR-MS génère une grande quantité de données, comprenant des formules moléculaires, qui doivent être analysées pour en tirer des informations sur la structure des composantes de la MOD (Koch & Dittmar, 2006; Mopper et al., 2007). Par exemple, le diagramme de van Krevelen présenté à la Figure 2.7, basé sur les ratios atomiques H/C et O/C, permet de classer les composantes de la MOD en 6 à 8 classes principales (e.g., lipide, protéine/sucre aminé, glucide, lignine, tannin, molécules alicycliques riches en carboxyles (CRAM), composé aromatique condensé et hydrocarbure insaturé) (Hockaday et al., 2009; Kim et al., 2003; Minor et al., 2012; Mopper et al., 2007). De plus, des indices tels que l'équivalent de double liaison (DBE), l'indice d'aromaticité (AI et AI_{mod}) et l'état d'oxydation nominal du carbone (NOSC) ont été développés pour caractériser l'insaturation, l'aromaticité et le potentiel de dégradation des structures moléculaires (Zhang et al., 2020).

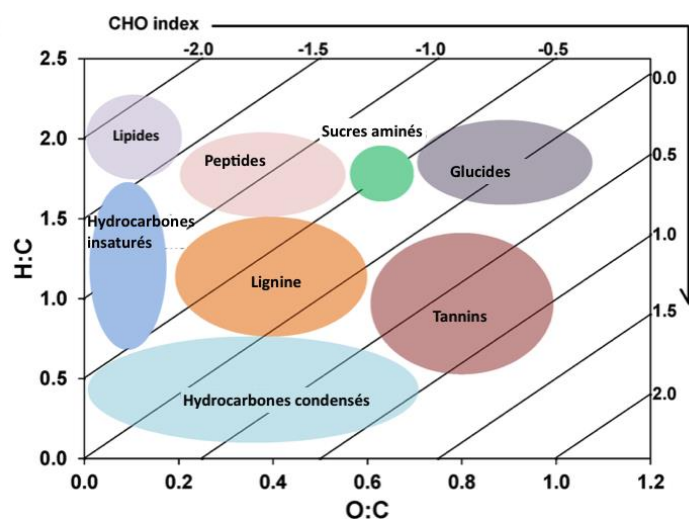


Figure 2.7 Exemple de diagramme de Van Krevelen pour les ratios atomiques H/C et O/C et l'indice CHO. Modifié de Zhang et al. (2020).

Bien que cette technique soit puissante, elle n'est pas exempte de défis. L'un des principaux défis consiste à développer des détecteurs avec des temps d'acquisition plus courts afin de mieux coupler

la FT-ICR-MS avec des techniques de séparation. Un autre obstacle réside dans le fait que les données brutes des formules assignées pour la MON ne sont toujours pas disponibles pour de nombreuses publications, alors que l'accès ouvert à ces données brutes est essentiel pour accélérer la reconnaissance de la complexité de la MON. Enfin, une identification moléculaire plus fiables de la MON pourrait être obtenue en établissant des corrélations entre les formules assignées par la FT-ICR-MS et les structures identifiées par des méthodes comme la GC-MS/Py-GC-MS ou d'autres techniques de caractérisation (Zhang et al., 2020).

Py-GC-MS

La chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (GC-MS) permet d'identifier les composés volatils présents dans la MON, généralement organosolubles. Une fraction de la MON est toutefois constituée de composés non volatils. Afin de rendre ces composés accessibles à l'analyse, la pyrolyse (Py) est couramment couplée à la GC-MS, permettant ainsi la décomposition thermique des macromolécules complexes non volatile en fragments volatils dans des conditions anoxiques (Minor et al., 2014). Les produits de pyrolyse sont ensuite séparés par chromatographie en phase gazeuse (GC) et détectés par spectrométrie de masse (MS). La Py-GC-MS est une technique efficace pour obtenir des informations structurales sur les constituants moléculaires de la MON (Matilainen et al., 2011). Le Tableau 2.5 liste les fragments majeurs de pyrolyse provenant de la MON aquatique.

Tableau 2.5 Les principaux sous-produits de pyrolyse issus de la MON aquatique. Adapté de Leenheer et Croué (2003b).

Type	Fragments communs
Polysaccharides	Méthylfurane, furfural, acétylfurane, méthylfurfural, lévoglucosénone, hydroxypropanone, cyclopentanone, méthylcyclopenténone, acide acétique
Sucres aminés	Acétamide, N-méthylacétamide, propionamide, acide acétique
Protéines	Acétonitrile, benzonitrile, phénylacétonitrile, pyridine, méthylpyridine, pyrrole, méthylpyrrole, indole, méthylindole (dérivé du tryptophane), toluène, styrène (dérivé de la phénylalanine), phénol, p-crésol (dérivé de la tyrosine)
Composés polyphénoliques	Phénol ; o-, m-, p-crésol ; méthylphénols Diméthylphénols
Lignines	Méthoxyphénols
Tanins	Catéchole
DNA	Alcool furfurylique
Polyhydroxybutyrate	Acide buténoïque

La Py-GC-MS présente certaines limites, en particulier puisque cette analyse repose sur l'identification de composés déjà répertoriés dans des bibliothèques de spectres de masse (p. ex., NIST ou Wiley), ce qui restreint l'interprétation aux molécules connues (Ferrer & Thurman, 2015). De plus, la méthode montre des limitations spécifiques pour l'analyse des macromolécules riches en oxygène, qui génèrent lors de la pyrolyse des fragments fortement polaires et peu volatils. Ces produits sont peu adaptés à la chromatographie en phase gazeuse et peuvent subir des réactions thermiques secondaires, compliquant ainsi l'identification des composés générés (Matilainen et al., 2011).

2.3.2 Méthodes analytiques de suivi des sources

Absorption (UV-vis) et Fluorescence (FEEM)

Les mesures optiques, telles que l'absorbance et la fluorescence, sont de plus en plus utilisées pour analyser la MOD en raison de leurs avantages en termes de coût et de rapidité (Coble, 2007; Fellman et al., 2010). Ces mesures se font sur la matière organique dissoute chromophorique (CDOM), soit la fraction de la MOD qui présente des propriétés optiques distinctes, permettant ainsi de suivre son comportement et de caractériser sa composition. La CDOM contient des groupes fonctionnels appelés chromophores qui sont responsables de l'absorption de la lumière (Bricaud et al., 1981), principalement dans les régions ultraviolette et bleue du spectre électromagnétique (200-700 nm).

De plus, une fraction de la CDOM, soit la matière organique dissoute fluorescente (FDOM), est capable d'émettre de la fluorescence après excitation par la lumière UV-visible (Derrien et al., 2019). Cette capacité de fluorescence est particulièrement utile pour la caractérisation de la MOD, car elle permet de différencier les composés organiques en fonction de leur origine et de leur transformation (Minor et al., 2014). Pour se faire, la méthode FEEM (Fluorescence Excitation-Emission Matrix), une technique de fluorescence en trois dimensions qui permet de mesurer simultanément l'intensité de fluorescence sur une gamme de longueurs d'onde d'excitation et d'émission, est appliquée. À partir de cette matrice de fluorescence, plusieurs indices de fluorescence peuvent être calculés pour caractériser la MOD. Les indices optiques (absorbance et fluorescence) couramment utilisés sont présentés au Tableau 2.6. Ces indices incluent l'absorbance ou l'intensité de fluorescence à des longueurs d'onde spécifiques, ainsi que des rapports entre différentes longueurs d'onde.

Tableau 2.6 Sommaire des indices spectroscopiques et des indices de fluorescence couramment utilisés pour la caractérisation de la MOD dans les milieux aquatiques

Indices	Unité	Calcule	But	Description	Référence
Absorbance					
a_{254}	m^{-1}	a_{254}	Estimer le contenu de la CDOM	L'absorbance à 254 nm est couramment utilisée comme proxy pour la concentration en COD et l'aromaticité, puisque les structures aromatiques et conjuguée absorbent fortement la lumière UV dans cette gamme. Une grande valeur correspond à une grande aromaticité.	(Weishaar et al., 2003)
a_{350}	m^{-1}	a_{350}	Indicateur de la lignine dissoute	Forte corrélation entre les coefficients d'absorption à 350 et la lignine dissoute	(Hernes & Benner, 2003)
a_{440}	m^{-1}	a_{440}	Indicateur de l'abondance de la CDOM et la couleur de l'eau	Des valeurs élevées d'absorbance à 440 nm indiquent une absorption accrue, associée à une coloration plus marquée de l'eau	(Kirk, 1983)
Absorbance spécifique ultraviolette (SUVA ₂₅₄)	$L\ mg^{-1}\ m^{-1}$	a_{254}/COD	Évaluer le degré d'aromaticité de la MOD	Des valeurs élevées de SUVA (>4) indiquent une MOD hydrophobe et aromatique, tandis que des valeurs faibles (<2) reflètent une MOD principalement hydrophile. Des valeurs intermédiaires indiquent un mélange de molécules hydrophobes et hydrophiles.	(Edzwald & Tobiason, 1999; Matilainen et al., 2011; Weishaar et al., 2003)
Ratio de pente spectrale (SR)	/	Pente spectrale de l'intervalle 275–295 nm divisé par la pente spectrale de l'intervalle 350–400 nm	Caractériser la masse moléculaire et la photodégradation de la MOD	Le SR augmente avec l'exposition à la lumière, reflétant la dégradation de composés à haute masse moléculaire. Des valeurs plus faibles indiquent une MOD de masse moléculaire élevée. Une valeur de SR >1 suggère que la MOD a subi une photodégradation, principalement dérivé des plantes et algues. Dans l'absence d'exposition à la lumière, des valeurs de SR <1 peut être associée à n'importe quelle de ces sources.	(Hansen et al., 2016; Helms et al., 2008; Zhang et al., 2021)
$E_{250}:E_{365}$	/	Rapport de l'absorbance à 250 nm sur celle à 365 nm	Caractériser la taille moléculaire et le degré d'aromaticité de la MOD	Des valeurs élevées sont associées à une faible taille moléculaire et à une aromaticité réduite.	(Peuravuori & Pihlaja, 1997)

Tableau 2.6 Sommaire des indices spectroscopiques et des indices de fluorescence couramment utilisés pour la caractérisation de la MOD dans les milieux aquatiques (Suite)

Indices	Unité	Calcule	But	Description	Référence
Fluorescence					
Indice de fraîcheur ($\beta:\alpha$)	/	Rapport de l'intensité d'émission à 380 nm sur l'intensité d'émission maximale entre 420 et 435 nm, à une longueur d'onde d'excitation de 310 nm	Évaluer la contribution relative de la MOD récemment produite par rapport à la MOD fortement dégradée	Des valeurs de $\beta:\alpha > 1$ indiquent une MOD principalement d'origine autochtone, tandis que les valeurs < 0.7 reflètent une MOD majoritairement allochtone. Des valeurs élevées traduisent une forte proportion de MOD récemment produite, où β représente une MOD fraîche et labile, souvent d'origine microbienne ou autochtone, et α représente une MOD plus décomposée et récalcitrante, généralement allochtone	(Fellman et al., 2010; Wilson & Xenopoulos, 2009)
Indice biologique (BIX)	/	Rapport de l'intensité d'émission à 380 nm sur celle à 430 nm, à une longueur d'onde d'excitation de 310 nm	Quantifier la fraction de MOD d'origine autochtone (variation modifiée et renommée de l'indice $\beta:\alpha$)	Des valeurs de BIX > 1 correspondent à une forte activité biologique ou à une origine principalement autochtone de la MOD, associée à une libération récente de la matière organique dans l'eau. Des valeurs faibles (0.6-0.7) indiquent une production autochtone limitée.	(Huguet et al., 2009)
Indice d'humification (HIX)	/	Rapport de l'aire du spectre d'émission entre 435 et 480 nm sur la somme des aires entre 300-345 nm et 435-480 nm, à une longueur d'onde d'excitation de 254 nm	Évaluer le degré d'humidification de la MOD	Des valeurs élevées de HIX (10-16) sont associées à une matière organique fortement humifiée, principalement d'origine terrestre, tandis que des valeurs faibles (< 4) indiquent une MOD d'origine autochtone. La photodégradation tend à diminuer le HIX, alors que les processus de polymérisation conduisent à son augmentation. Le HIX peut atteindre des valeurs d'environ 40 dans des sols riches en acides fulviques.	(Ohno, 2002; Wilske et al., 2020; Zsolnay et al., 1999)

Tableau 2.6 Sommaire des indices spectroscopiques et des indices de fluorescence couramment utilisés pour la caractérisation de la MOD dans les milieux aquatiques (Suite)

Indices	Unité	Calcule	But	Description	Référence
Indice de fluorescence (FI)	/	Rapport de l'intensité d'émission à 470 nm sur celle à 520 nm, à une longueur d'onde d'excitation de 370 nm	Tracer la composition et l'origine de la MOD	Une valeur de FI ~1.3 indique une origine de la MOD majoritairement terrestre, associée à un enrichissement en lignine et en carbone aromatique, tandis qu'une valeur ~1.8 reflète une origine microbienne ou planctonique. Les valeurs intermédiaires suggèrent une origine mixte.	(McKnight et al., 2001; Wilson & Xenopoulos, 2009)
Indice de redox (RI)	/	Rapport entre la somme des intensités de fluorescence des composantes réduites et la somme des intensités des composantes réduites et oxydées de la MOD fluorescente	Évaluer l'état d'oxydation de la MOD	Les valeurs de RI sont généralement ~0.4. Des valeurs plus faibles sont associées à une matière organique plus oxydée. La photolyse entraîne typiquement une diminution du RI, reflétant une oxydation progressive de la MOD. Des valeurs plus élevées correspondent à des espèces plus réduites, souvent associées aux acides fulviques.	(Gabor et al., 2014; Miller et al., 2006)

Au-delà des indices de fluorescence, la FEEM permet de dissocier les différents groupes de fluorophores qui composent la MOD et qui possèdent des groupes fonctionnels distincts (Derrien et al., 2019). Toutefois, les pics de fluorescence des différents fluorophores tendent à se chevaucher dans le spectre de la MOD, ce qui complexifie leur interprétation (Yamashita et al., 2008). Pour remédier à ce problème, la méthode statistique PARAFAC (Parallel Factor Analysis) est utilisée pour permettre de décomposer les FEEM en composantes fluorescentes indépendantes, chacune associée à une structure moléculaire ou source distinct (Fellman et al., 2010; Stedmon & Bro, 2008). L'analyse FEEM-PARAFAC utilise une approche tridimensionnelle pour identifier et quantifier les signaux sous-jacents de fluorescence à partir de la relation suivante :

$$x_{ijk} = \sum_f a_{if} b_{jf} c_{kf} + e_{ijk}$$

Où i , j et k représentent respectivement les échantillons, l'émission et l'excitation, tandis que f correspond à une composante PARAFAC. Chaque composante possède un score d'intensité (a -value) proportionnel à sa contribution relative à la fluorescence totale, ainsi que des profils spectraux caractéristiques pour l'excitation (c -value) et l'émission (b -value) (Kothawala et al., 2013; Stedmon & Bro, 2008; Stedmon et al., 2003).

Les composantes PARAFAC sont classées en deux grandes familles selon leurs propriétés spectrales. La première famille représente les composantes de type humique (pics A, C, M), responsable de la majorité de la fluorescence dans la plupart des eaux naturelles (Fellman et al., 2010). Les pics décalés vers le rouge, comme les pics A et C, dérivés de sources terrestres, représentent des molécules avec une plus grande aromaticité et une conjugaison plus faible. Ces pics doivent contenir plus de groupes fonctionnels comparés au pic M, qui représente un léger décalage vers le bleu et est considéré comme moins aromatique avec des poids moléculaires plus faibles (Coble, 1996; Coble et al., 1998; Stubbins et al., 2014). Les composantes de type protéique (pics B et T) ont des propriétés fluorescentes qui ressemble à un acide aminé (Coble et al., 1990) avec un faible poids moléculaire qui est associé avec ou dérivé de la production microbienne (Stubbins et al., 2014). Les pics B et T ont une structure biochimique qui ressemble à celle de la tyrosine et tryptophane, respectivement (Coble, 2007). Par conséquent, la combinaison de la FEEM avec l'analyse PARAFAC, permet de distinguer les composantes de type humique des composantes de type fulvique, et de celles semblables à une protéine (type tryptophane et type

tyrosine) (Fellman et al., 2010; Ishii & Boyer, 2012; Stedmon & Bro, 2008). Les différentes composantes de la MOD connu à ce jour sont listées au Tableau 2.7, et leur position sur la FEEM est illustrée à la Figure 2.8.

Tableau 2.7 Différentes composantes et leurs régions d'émission et d'excitation

Composantes	Excitation maximal (nm)	Émission maximal (nm)	Description	Référence
A	260	400-460	Type humique terrestre	(Coble, 2007)
C	320-360	420-460	Type humique photorésistant	(Coble, 2007)
M	290-310	370-410	Type humique marin (microbien)	(Coble, 2007)
D	390	509	Acide fulvique du sol	(Lochmuller & Saavedra, 1986)
E	455	521	Acide fulvique du sol	(Stedmon et al., 2003)
B	275	305	Type tyrosine (type protéique)	(Coble, 2007)
T	275	340	Type tryptophane (type protéique)	(Coble, 2007)
N	280	370	Dérivé des planctons	(Stedmon et al., 2003)

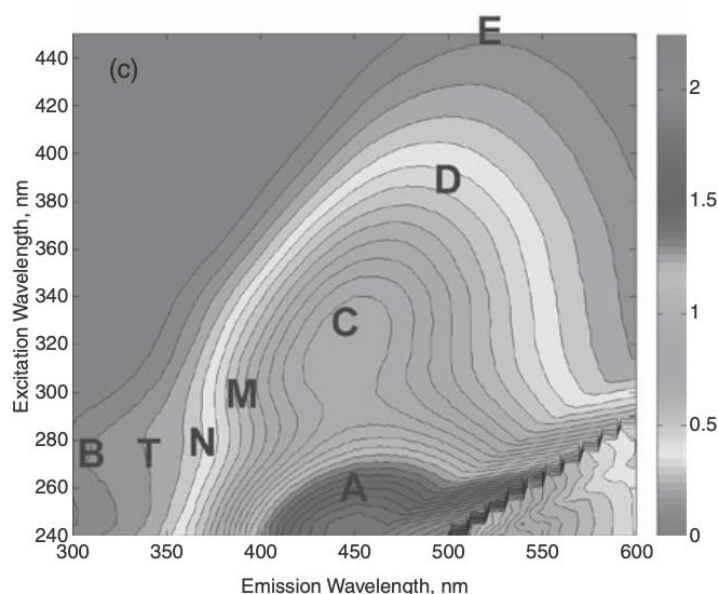


Figure 2.8 Exemple de spectre de fluorescence sur une gamme de longueur d'onde d'excitation et d'émission

La méthode FEEM-PARAFAC offre une approche rapide, sensible et non destructive pour caractériser la MOD dans les procédés de traitement de l'eau (Baghoth, Sharma & Amy, 2011; Fernandez-Pascual et al., 2023; Legge et al., 2011; Li et al., 2020). Plusieurs études démontrent la

meilleure performance de la fluorescence comparativement aux méthodes conventionnelles (COT, COD, UV254), pour évaluer précisément l'efficacité de la coagulation, de l'adsorption, de la filtration et de la désinfection (Li et al., 2020). De plus, le FEEM-PARAFAC présente un fort potentiel pour le développement de systèmes de suivi en temps réel au sein des usines de traitement de l'eau potable (Yang et al., 2015).

Cependant, il est important de noter que le FEEM-PARAFAC ne fournit pas la concentration totale de chaque composante, puisque la concentration dépend aussi de l'absorption et l'efficacité quantique (Stedmon & Bro, 2008). Cette technique est plutôt utilisée pour évaluer la dynamique de la MOD dans l'environnement, comme l'effet de l'utilisation du territoire (Borisover et al., 2011; Wilson & Xenopoulos, 2009). De plus, cette technique ne transmet pas l'information complète sur le réservoir de la COD puisque ce ne sont pas toutes les molécules de la COD ou des groupes fonctionnels qui ont des propriétés fluorescentes (Fellman et al., 2010).

2.4 Dynamique de la MOD dans les eaux de surface

La dynamique de la MOD dans les eaux de surface résulte d'un équilibre complexe entre des processus de production, de transformation, de transport et de dégradation, qui interagissent à différentes échelles spatiales et temporelles. Ces processus sont étroitement liés aux conditions biogéochimiques du milieu, au régime hydrologique, à la composition des sols et aux apports externes provenant des écosystèmes terrestres.

La MOD présente une origine mixte, combinant à la fois des apports allochtones et autochtones. Ces sources façonnent la composition moléculaire de la MOD et conditionne sa réactivité dans la colonne d'eau, influençant notamment la couleur de l'eau, la biodégradabilité et la complexation des métaux (Kellerman et al., 2018; Xenopoulos et al., 2021). Dans les eaux de surface, la MOD est soumise à un ensemble de processus de transformation qui modifient ses propriétés physiques et chimiques. Ces processus, agissant simultanément, déterminent la persistance, la mobilité et la réactivité de la MOD dans les milieux aquatiques.

La MOD constitue un indicateur de l'état biogéochimique des écosystèmes aquatiques, résultant de la combinaison de ses sources et de ses processus de transformation le long du continuum aquatique, La Figure 2.9 présente une synthèse des principales sources et transformations à l'échelle d'un bassin versant.

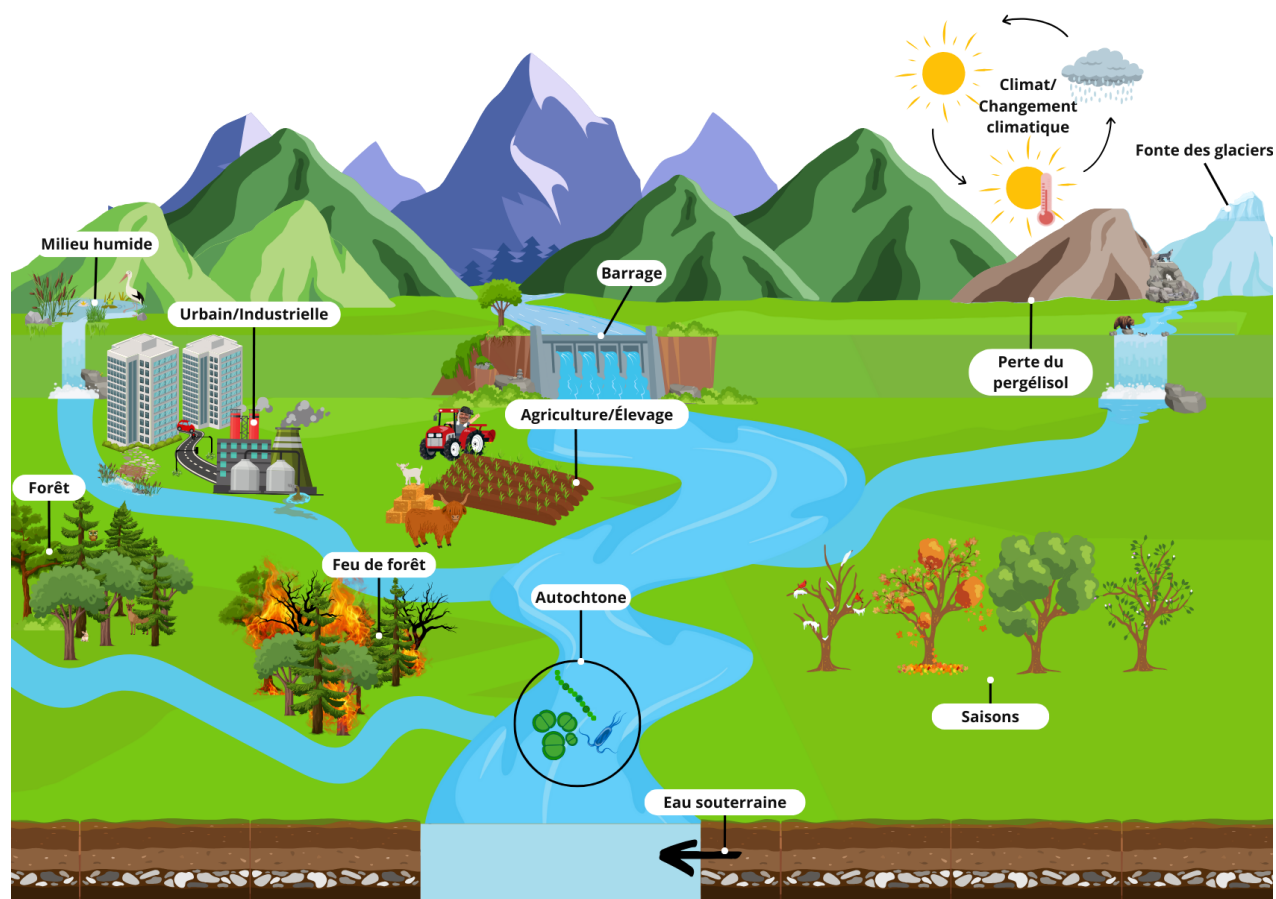


Figure 2.9 Principaux facteurs contrôlant la dynamique de la MOD

En complément de la Figure 2.9, le Tableau 2.8 présente une synthèse de leurs effets sur les propriétés moléculaires de la MOD, en lien avec les sources, perturbations et les processus de transformation. Ces éléments sont développés plus en détail dans les sections suivantes.

Tableau 2.8 Synthèse des sources, perturbations et processus contrôlant la dynamique de la MOD dans les eaux de surface

Source	Mécanisme principal	Effet général sur la MOD	Section associée
Origine			
Allochtone	Les apports allochtones incluent l'apport atmosphérique, l'altération des roches, la lixiviation du sol et le transport latéral depuis les sols. Les processus de formation et de transfert associés aux sols forestiers sont détaillés à la Section 2.4.1.	↑ MOD aromatique, ↑ MOD hydrophobe, ↑ ratio C/N, ↑ substances humiques	2.4.1 2.4.2
Autochtone	MOD produite in situ par les algues, bactéries et macrophytes ainsi que par la décomposition de leur biomasse.	↑ MOD hydrophile, ↑ MOD labile, ↓ ratio C/N, ↓ MOD aromatique	2.4.2
Anthropogénique	Apports de MOD liés aux activités humaines, incluant les effluents urbains, agricoles et industriels, à exploitation forestière, ainsi que les modifications hydrauliques dues aux barrages.	↑ MOD labile, ↑ MOD N-riche, ↑ MOD de type microbien	2.4.2
Perturbateur			
Saison	Variations hydrologiques contrôlant la source dominante, par exemple, la fonte des neiges favorise l'apport en MOD allochtone, alors que l'été peut favoriser l'apport autochtone.	↑ MOD aromatique au printemps, ↑ MOD labile en été	2.4.3
Sécheresse	Concentration accrue de la MOD	↑ MOD de type protéine, ↑ MOD labile, ↑ MOD autochtone	2.4.3
Inondation	Remobilisation de la matière organique terrestre et sédimentaire.	↑ MOD allochtone, ↑ MOD aromatique, ↑ poids moléculaire	2.4.3
Pluie	Ruissellement mobilisant les composés du sol et des zones humides.	↑ MOD allochtone, ↑ MOD aromatique	2.4.3
Feu de forêt	Production de C pyrogénique, extrêmement stable, et lixiviation vers les cours d'eau suite à une pluie.	↑ MOD réfractaire, ↑ MOD aromatique condensée, ↑ MOD N-riche, ↓ MOD aromatique	2.4.4 2.7.7
Brunissement	Augmentation des apports de MOD allochtone aromatique liée à la récupération de l'acidification, aux changements d'utilisation du territoire et aux changements climatiques.	↑ MOD allochtone, ↑ MOD aromatique condensée	2.4.6

Tableau 2.8 Synthèse des sources, perturbations et processus contrôlant la dynamique de la MOD dans les eaux de surface (Suite)

Source	Mécanisme principal	Effet général sur la MOD	Section associée
Processus			
Photodégradation	Transformation optique et minéralisation des composés aromatiques.	↓ MOD aromatique, ↑ MOD labile, ↓ poids moléculaire	2.4.5
Floculation	Agrégation et sédimentation des colloïdes et MOD humique.	↓ MOD particulaire	2.4.5
Dégradation biologique	Transformation microbienne de divers types de composés, privilégiant ceux de nature aliphatique.	↑ MOD labile, ↑ MOD récalcitrant	2.4.5

2.4.1 Dynamique de la MOD dans les sols forestiers (source allochtone)

La matière organique du sol (SOM), une composante essentielle pour la fertilité des forêts, provient principalement des résidus végétaux, tels que la litière végétale et la rhizodéposition (Rasse et al., 2005), ainsi que des résidus et des exsudats microbiens (Kogel-Knabner, 2001). Les résidus végétaux incluent les tissus ligneux ainsi que les tissus parenchymatiques, présents dans les feuilles vertes et le cortex (i.e., écorce) des jeunes rameaux et dans les racines fines (Kogel-Knabner, 2001). Ces matières végétales sont principalement composées de cellulose, d'hémicelluloses, de lignine et de pectine, qui jouent un rôle crucial dans la composition de la litière végétale et la rhizodéposition. La SOM présent dans les sols se répartit conceptuellement en trois fractions, selon son taux de renouvellement : (1) la fraction active labile; (2) la fraction active-intermédiaire; et (3) la fraction passive (Thomas et al., 2017). Dans les écosystèmes forestiers, la majeure partie du C est stockée dans la fraction intermédiaire, qui représente un réservoir dynamique influençant la stabilité du C dans le sol.

La réactivité et la mobilité de la SOM dans les sols dépendent directement de la concentration de la fraction dissoute (i.e., la MOD) dans la solution du sol (Vandenbruwane et al., 2007). Cette fraction dissoute joue un rôle clé dans le cycle du C, en influençant sa disponibilité pour les processus biologiques et chimiques du sol. La production du MOD, dans les sols forestiers, est principalement déterminée par deux facteurs : le taux d'incorporation de la litière et le taux de dégradation ou de lessivage de cette litière (Kalbitz et al., 2000). Ce processus dynamique forme un équilibre délicat qui régule la quantité de MOD disponible dans le sol (Camino-Serrano et al., 2014; Wu et al., 2014). Les modèles proposés pour expliquer le flux de la MOD dans les sols mettent en lumière ce cycle dynamique en détaillant les facteurs influençant sa production (intrants), sa suppression et son lessivage (sortants) (Li et al., 1992; Wu et al., 2014). Ces modèles permettent de mieux comprendre comment les intrants et sortants de la MOD interagissent pour façonner sa dynamique, en tenant compte des variations saisonnières et des changements dans les conditions environnementales.

Les intrants

Dans un écosystème forestier, la chute de litières représente la principale source de C entrant dans le sol (Gosz et al., 1976; Nordén, 1994), produisant ainsi un flux significatif de COD via la percolation (Michalzik & Matzner, 1999). Ce flux est un vecteur clé pour comprendre la dynamique

du COD dans les sols forestiers. Le modèle de croissance forestière (Li et al., 1992) divise le C du sol en trois grands réservoirs de OM : (1) la décomposition des résidus de plantes; (2) la biomasse microbienne; et (3) l'humus actif, une source majeure de nutriments pour les plantes. Ces réserves interagissent pour influencer les intrants de COD dans les sols.

Les intrants de COD proviennent de deux sources principales. La première source résulte de la production de COD par les microorganismes associés aux trois réservoirs de OM, notamment par la dégradation des résidus de litière, issus des tissus parenchymatiques, constitués de composantes très labiles, labiles et résistantes. Les microorganismes, y compris les bactéries, les champignons saprotrophes, les protistes et les invertébrés, jouent un rôle clé dans cette dégradation (Swift et al., 1979). En particulier, les champignons saprotrophes sont considérés comme les principaux décomposeurs de la biomasse végétale morte grâce à leur capacité de produire une gamme d'enzymes extracellulaires permettant une dégradation efficace (Voriskova et al., 2013). Ces processus sont essentiels dans la production de la MOD et sa transformation dans le sol (Kalbitz et al., 2000). Les facteurs climatiques, environnementaux (e.g., température, humidité et la teneur en argile du sol), la végétation et la qualité de la OM exercent également une influence directe sur la production de COD, affectant sa quantité et sa composition au fil du temps (Kalbitz et al., 2000; Liu et al., 2019; Nieminen et al., 2017). La deuxième source provient de l'égouttement des précipitations traversant la canopée forestière, incluant l'égouttement au travers de la canopée et l'égouttement le long des troncs. Après interaction avec les surfaces végétales, ces flux enrichissent les sols en COD (Michalzik et al., 2001; Wu et al., 2014). Les concentrations moyennes de COD rapportées varient de 1 à 67 mg-C l⁻¹ pour l'égouttement au travers de la canopée et entre 7 à 482 mg-C l⁻¹ pour l'égouttement le long des troncs (Van Stan & Stubbins, 2018).

Les sortants

Les sortants du COD incluent plusieurs processus interconnectés, tels que la biodégradation, la minéralisation, la perte gazeuse dans l'atmosphère, la lixiviation dans les eaux des rivières, ainsi que la sorption et désorption avec la matrice du sol (Kalbitz et al., 2000; Kaothawala et al., 2009). Ces processus peuvent être regroupés sous trois catégories de contrôle : (1) le contrôle biologique sur la production et la décomposition nette du COD; (2) le contrôle édaphique sur la sorption nette du COD; et (3) le contrôle hydrologique sur le drainage et l'exportation latérale du COD vers les systèmes aquatiques.

La première catégorie, **le contrôle biologique**, englobe le processus de biodégradation de la partie biodégradable du COD produit, connu sous le nom de carbone organique dissout biodégradable (BDOC). Ce processus qui est sous l'influence de variables extrinsèques, telles que le climat, l'environnement, la végétation ainsi que des caractéristiques du sol (Liu et al., 2019; Marschner & Kalbitz, 2003), mais aussi de variables intrinsèques, comme la taille des molécules et leur composition et leur caractéristique chimique (e.g., carbohydrates, lignine, polarité), ainsi que des caractéristiques chimiques de la solution du sol, telles que le pH, le contenu en nutriments et la concentration d'oxygène et de métaux (Marschner & Kalbitz, 2003). Lors de la biodégradation, les microorganismes utilisent le processus de dépolymérisation en produisant des enzymes extracellulaires qui décomposent les polymères complexes, résultants à des chaînes plus courtes ou des molécules plus petites, ce qui permet ensuite aux microorganismes de les utiliser comme sources de carbone et d'énergie (Gu, 2003). Les chaînes plus courtes peuvent alors être minéralisées sous forme de substances inorganiques telles que le dioxyde de carbone (CO_2) et l'eau (H_2O), sous des conditions aérobiques, et le méthane (CH_4), sous des conditions anaérobiques (Gu, 2003; Kumar Sen & Raut, 2015; Vert et al., 2012). La biodégradation de la MOD modifie la dynamique du COD dans le sol et son transfert dans les milieux aquatiques, où elle joue un rôle important dans les réseaux trophiques, le transport des contaminants et l'absorption des rayonnements UVB nocifs (Findlay et al., 2003; Houser & Cole, 2003). La biodégradation de la MOD peut également altérer la dynamique des polluants (devenir et transport) dans les sols (McDowell et al., 2006).

La deuxième catégorie, **le contrôle édaphique sur la sorption**, est déterminante dans la rétention du COD dans les sols, influençant directement sa mobilité et son transport. La sorption du COD dépend de la composition chimique du sol, y compris la teneur en fer (Fe), en aluminium (Al), en argile, en carbone organique total (COT), ainsi que des caractéristiques chimiques telles que la capacité d'échange cationique, le pH et la superficie des surfaces moléculaires disponibles (Kaothawala et al., 2009). Dans la matrice du sol, le COD peut se lier électrostatiquement par un échange d'anions, un processus d'adsorption chimique (chimisorption), tandis que l'adsorption physique (physisorption) joue un rôle prédominant dans la rétention du COD. Ce mécanisme est gouverné par des changements d'entropie favorables, où les forces de Van der Waals dominent (Jardine et al., 1989). La distinction entre la chimisorption et la physisorption repose sur la force des liaisons formées : la chimisorption implique des liaisons chimiques fortes, tandis que la

physisorption résulte de forces plus faibles, régies par l'entropie (Gatta, 1985). Lorsque la chaleur d'adsorption dépasse $\sim 20 \text{ kJ mol}^{-1}$, le processus est considéré comme une chimisorption, alors qu'une chaleur inférieure référerait à une physisorption. Sposito (2004) fait une description détaillée des différents mécanismes qui sont impliqués dans l'adsorption du COD, tels que l'échange d'anions, l'échange de ligands-complexation de surface, l'interaction hydrophobique, l'effet entropique, la liaison hydrogène et le pontage cationique. Les oxydes et les oxyhydroxydes de Fe et de Al sont fortement liés à l'adsorption du COD dans les sols, surtout sous des conditions acides et légèrement acides (Gu et al., 1994). Dans les sols minéraux, la présence d'ions variés est reconnue pour entrer en compétition dans l'échange d'ions et de ligands, ce qui facilite ou élimine la sorption (Kalbitz et al., 2000; Qualls, 2000). La sorption du COD aux surfaces minérales est partiellement réversible, expliquée par l'hystérésis de l'adsorption (Gu et al., 1994).

La troisième catégorie, **le contrôle hydrologique**, est liée au drainage et à l'exportation latérale du COD, et connecte l'environnement terrestre à l'environnement aquatique. Les processus qui contrôlent la concentration de la MOD dans les sols (i.e. climat, environnement, végétation et variables du sol), incluant les deux premières catégories, sont à l'origine du contrôle du lessivage de la MOD vers les eaux de surface (Vandenbruwane et al., 2007). Les processus hydrologiques, comme le ruissellement de surface, l'infiltration de l'eau et l'écoulement latéral, contribuent à la mobilité du COD, facilitant son transport vers les rivières et autres systèmes aquatiques.

Variation de la concentration de la matière organique selon les horizons du sol et le type de sol

Le profil vertical du sol et les caractéristiques des horizons ont un impact direct sur les processus de transfert de la MOD entre les eaux superficielles et les eaux souterraines (Tableau 2.9). La percolation et l'infiltration de la MOD vers les eaux souterraines dépendent fortement des propriétés du sol à différentes profondeurs, notamment la capacité de sorption des horizons supérieurs et les mécanismes de dégradation dans les couches profondes (O'Donnell et al., 2010).

Tableau 2.9 Description des caractéristiques des horizons du sol. Adapté de Soil Survey Staff (2014).

Horizon		Caractéristique
Sol organique (O)		
Oi		MO légèrement décomposée; la plupart sont des déchets reconnaissables
Oe		MO moyennement décomposée; certains déchets sont reconnaissables
Oa		MO hautement décomposée; presque aucun déchet n'est reconnaissable
Sol minéral		
A		Horizon minéral de surface mélangé à de l'humus, généralement de couleur plus foncée
B		Zone d'accumulation de Fe, Al, matière organique, argile, sels ou carbonates; peut aussi montrer un développement pédogénique par des changements de couleur ou de structure à partir du matériau parent ou de l'horizon C
C		Matériel non consolidé qui montre des effets pédogéniques sur le matériel parent, mais dans l'ensemble, a peu de changement; horizon le moins affecté par les processus de formation du sol

Une étude compilant les données 42 études de cas provenant d'écosystèmes forestiers tempérés a révélé que la concentration et le flux de MOD diminuent avec la profondeur du sol (Michalzik et al., 2001), conformément à d'autres études du sol forestier (Qualls & Haines, 1991; Wu et al., 2014). En effet, le flux diminue rapidement de l'horizon O (humus) à l'horizon A (sol minéral de surface), où le flux est dans la même gamme que ceux de l'horizon B et C (Michalzik et al., 2001; Qualls & Haines, 1991). Toutefois, une diminution de la concentration de MOD est notable de l'horizon A et l'horizon B. Cette diminution est en grande partie attribuée à la sorption de la MOD aux surfaces minérales du sol, un mécanisme prédominant dans la suppression de la MOD (Qualls, 2000). En effet, la sorption et la désorption sont des processus essentiels dans la stabilisation et la production de COD (Wu et al., 2014). Les mécanismes d'adsorption interviennent à la fois dans les sols organiques et dans les sols minéraux (Qualls, 2000). Dans les sols minéraux, la réduction de la MOD par adsorption aux surfaces minérales est plus marquée que la décomposition (Kalbitz et al., 2000; Qualls, 2000). De plus, dans les sols organiques, la minéralisation peut également expliquer (jusqu'à 22%) la diminution de la moyenne de COD contenue à l'intérieur de l'horizon Oa jusqu'à 20 cm de profondeur (Schwesig et al., 2003).

2.4.2 Caractéristiques moléculaires de la MOD selon les origines

La MOD présente une composition chimique et une réactivité fortement dépendante de son origine. Trois grandes sources contribuent au réservoir de MOD : les apports allochtones, provenant des

sols et de la végétation terrestre; la production autochtone, générée in situ par les organismes aquatiques; et les apports anthropogéniques, issus des activités humaines (agriculture, urbanisation, barrage, etc.). Ces contributions interagissent au sein d'un continuum terrestre-aquatique complexe, où les processus de transformation physique, chimique et biologique modulent continuellement la structure et les propriétés optiques de la MOD.

Source allochtone

La MOD allochtone dérive principalement de la décomposition de la matière organique du sol et des plantes (L. Malcolm, 1990; Opsahl & Benner, 1997), mais peut également provenir de déposition atmosphérique et l'altération des roches (Bauer & Bianchi, 2011). La MOD allochtone a un haut poids moléculaire, et est composée principalement d'acides humiques et fulviques. Cette source est enrichie en composés aromatiques condensés, et en composés polyphénoliques (lignine, tanin) (Kellerman et al., 2018; Mosher et al., 2015), lui conférant une nature hydrophobe et des ratios C/N élevés typiques des apports terrestres pauvres en N (Kohler et al., 2013). Dû à sa structure aromatique, la MOD allochtone atteint des valeurs de $SUVA_{254}$ élevées (>4), et se distingue par une forte coloration. Le degré d'aromaticité a été associé à la coloration de l'eau, où plus la couleur tend vers des teintes brunes foncées, plus le degré d'aromaticité est élevé (Fasching et al., 2014). Les molécules à haut poids moléculaire (10kDa) peuvent être plus disponibles comme substrat pour la croissance bactérienne (Kohler et al., 2013). Sur le plan optique, la MOD allochtone est associée à des émissions fluorescentes à longue longueur d'onde (décalage vers le rouge), signe d'une prédominance de composés aromatiques (Kellerman et al., 2018). La MOD allochtone fraîche est moins récalcitrante à la minéralisation par les bactéries et est plus susceptible à la photodégradation (Creed et al., 2018), particulièrement les structures aromatiques condensées et les phénoliques (Kellerman et al., 2018). La photodégradation dégrade la MOD en plus petites composantes qui deviennent davantage biodisponible (Creed et al., 2018).

Source autochtone

La MOD autochtone est produite à l'intérieur même du système aquatique par les organismes autotrophes et hétérotrophes, notamment les algues, les bactéries et les macrophytes, ainsi que la décomposition de leur biomasse (Xenopoulos et al., 2021). La MOD autochtone est labile, permettant un transfert d'énergie dans la chaîne trophique et contribuant ainsi à la productivité primaire (voir section 2.4.5). Cette source est moins colorée que la MOD allochtone, possède un

faible poids moléculaire, et se distingue par un enrichissement en structure aliphatique et moins oxydée. Elle présente une faible valeur de $SUVA_{254}$ (<2), un rapport $H/C > 1$, une teneur élevée en S et en N (acides aminés, peptides, DON), menant à de faibles ratios C/N (Kellerman et al., 2018; Kohler et al., 2013). Ce profil est particulièrement marqué pour la MOD d'origine algale, qui est riche en composés lipidiques, tandis que celle issue des macrophytes est dominée par des composés de type lignine et tanins (Liu et al., 2020). La MOD autochtone est associée à des émissions fluorescentes à petite longueur d'onde (décalage vers le bleu), telle que le pic T (Kohler et al., 2013). L'importance relative de cette source augmente avec l'ordre du cours d'eau, via la perte préférentielle des fractions allochtones aromatiques et le gain de composés autochtones aliphatiques (Creed et al., 2015). Contrairement à la MOD allochtone, la photodégradation rend la MOD autochtone plus bioréfractaire et moins biodisponible (Creed et al., 2018).

Source anthropogénique

Dans les rivières et les réservoirs soumis à une forte pression anthropique, le cycle naturel de la MOD est modifié de façon importante (Creed et al., 2015). Les activités humaines influencent significativement la composition de la MOD dans les milieux aquatiques (Stedmon et al., 2003; Wang, Pang, et al., 2019), et donc son devenir le long du continuum aquatique. Les effluents urbains, les rejets agricoles et les rejets d'eaux usées constituent des vecteurs importants de MOD anthropique. À ces apports directs s'ajoutent des perturbations plus larges à l'échelle du bassin versant, notamment les changements d'usage et de couverture du sol, et les modifications du régime hydrologique liées aux barrages ou aux dérivations. La MOD anthropique présente souvent une aromaticité plus faible et une forte teneur en composés de type protéine et microbienne (Kaushal, Delaney-Newcomb, et al., 2014; Kaushal et al., 2018; Kaushal, Mayer, et al., 2014; Wilson & Xenopoulos, 2009). Par exemple, dans les milieux agricoles, la MOD est souvent caractérisée par une faible aromaticité et un poids moléculaire plus petit, en lien avec l'apport de substances microbiennes et de composés azotés (Blanchet et al., 2022).

Dans les eaux urbaines, les effluents urbains contribuent à l'augmentation de la fraction hydrophile par rapport à la fraction hydrophobe, amplifiée par la productivité primaire élevée induite par ces effluents (Imai et al., 2002). Malgré la dominance de la fraction hydrophile (Pernet-Coudrier et al., 2008), la MOD conserve un potentiel pour complexer les métaux (Sarathy & Allen, 2005). De plus, lors d'épisodes pluvieux ou de crues, des pulses de MOD aromatique à forte capacité de

complexation métallique sont exportés des sols anthropisés (Kaushal, Delaney-Newcomb, et al., 2014; Kaushal, Mayer, et al., 2014), un phénomène particulièrement marqué dans les bassins urbains et agricoles, souvent accompagné de N et de P (Frost et al., 2014).

La construction de grands réservoirs modifie la connectivité longitudinale et augmente le temps de résidence, favorisant la rétention des nutriments et piégeant les sédiments, ce qui altère les sources et la composition de la MOD (Maavara et al., 2017; Olden & Naiman, 2009). Par exemple, dans les réservoirs Powell et Mead, les deux plus grands aux États-Unis, ces modifications hydrologiques ont conduit à une diminution du COD et à une dégradation de la MOD aromatique d'origine terrestre, concomitant à une production accrue de MOD autochtone (Miller, 2012). L'augmentation du temps de résidence et les changements des conditions lumineuses associés aux réservoirs peuvent également favoriser l'eutrophisation (Park et al., 2009), stimulant la biomasse algale et les apports en MOD labile (Nguyen et al., 2011; Wang, Pang, et al., 2019). De plus, cette prolifération d'algues peut accélérer la dégradation de la MOD terrestre (Bianchi et al., 2015).

2.4.3 Influence des saisons sur la dynamique de la MOD

La composition et la réactivité de la MOD varient de manière saisonnière sous l'influence combinée des processus biologiques, hydrologiques et physicochimiques. Ces variations résultent de l'équilibre entre la production, la transformation et la perte de matière organique dans les milieux aquatiques. Les principaux mécanismes comprennent la libération d'exsudats par les producteurs primaires aquatiques, les transformations microbiennes, la photodégradation et les apports terrestres issus de la végétation (Cory et al., 2014; Spencer et al., 2009).

Fonte des neiges

Durant la fonte des neiges, certaines études ont rapporté une augmentation marquée de la concentration de COD suivant l'hydrogramme, notamment dans des bassins versants montagnards du Colorado (Burns et al., 2016), et dans des bassins boréaux intacts du nord du Canada (O'Donnell et al., 2010; Spencer et al., 2008). À l'inverse, Meingast et al. (2023) n'ont observé aucune variation significative dans un bassin montagnard au Michigan. Ces études ont également révélé que la nature des écoulements contrôle non seulement la concentration, mais la composition de la MOD durant la fonte. Dans les bassins dominés par un ruissellement de surface, la connectivité hydrologique entre les sols et le cours d'eau favorise l'exportation d'une MOD allochtone, dominée par des acides hydrophobes très aromatiques, pauvre en N (Burns et al., 2016; O'Donnell et al.,

2010; Spencer et al., 2008), et caractérisée par des valeurs maximales de $SUVA_{254}$ (Spencer et al., 2008). Dans ce contexte, où l'apport des eaux souterraines est limité, la MOD reflète principalement les caractéristiques de la litière du sol, en raison d'un temps de contact latéral (terrestre-aquatique) relativement faible (Sebestyen et al., 2008). À l'inverse, dans des bassins montagnards caractérisés par des dépôts glaciaires profonds, la connectivité hydrologique est limitée par l'infiltration et les écoulements souterrains (Meingast et al., 2023). Dans ce contexte, la composition de la MOD exportée est déterminée par une percolation lente dans le sol. Meingast et al. (2023) ont observé une MOD de type humique persistant durant la période de fonte, accompagnée d'une diminution progressive de l'indice de fluorescence $peakC/peakA$ (FEEM-PARAFAC; voir section 2.3), indiquant une augmentation du degré d'oxydation de la MOD exportée. Cette oxydation est attribuable à la photodégradation ou à des processus de dégradation microbienne pendant le transit latéral (terrestre-aquatique). De plus, dans un bassin forestier du Mid-Atlantic, où la MOD exportée durant la fonte est davantage influencée par les eaux souterraines, la signature montre des caractéristiques plus fraîches et plus protéiques (Inamdar et al., 2011; Singh et al., 2013).

Durant cette période de flush, la quantité et la proportion de MOD labile peuvent également accroître puisque les composés aromatiques récemment mobilisés ont été identifiés comme davantage biodégradable et photoréactifs que ceux exportés en conditions de débits de base (Kaushal et al., 2018).

Comparaison saisonnière

En hiver, les concentrations de COD sont généralement faibles et la MOD présente un faible contenu aromatique et un poids moléculaire réduit, comme observé dans le bassin du fleuve Yukon, où les valeurs de $SUVA_{254}$ et du coefficient d'absorption a_{350} sont minimales à faible débit (Spencer et al., 2008). Au cours de la fonte des neiges, lorsque le ruissellement de surface domine le bassin (ex., bassin montagneux du Colorado), la MOD exportée devient progressivement plus humique et plus aromatique, à mesure que les sols superficiels se reconnectent hydrologiquement (Burns et al., 2016; Rose et al., 2023). À l'inverse, dans les bassins où le ruissellement de surface durant la fonte laisse est progressivement remplacé par des écoulements profonds traversant des sols minéraux en l'été (ex., bassin tourbeux Canadien), l'aromaticité et le poids moléculaire de la MOD exportée diminuent graduellement (Burd et al., 2018).

La fin du printemps (après la période de fonte), l'été et l'automne sont caractérisés par une intensification de la production autochtone sous l'effet de l'augmentation des températures et de l'ensoleillement, favorisant une MOD plus fraîche, plus aliphatique, plus labile et enrichie en signatures microbiennes, avec des rapports H/C élevés (Hood et al., 2003; Kellerman et al., 2018; Thornton, 2014). Dans ces conditions de faible débit, marqué davantage durant une période sèche, les valeurs de $SUVA_{254}$ diminuent, traduisant une contribution accrue de MOD autochtone par rapport aux fractions allochtones (Kohler et al., 2013). Une étude portant sur 32 milieux d'eau douce en Allemagne (lacs, étangs et rivières) a montré qu'en été et en automne, la MOD était plus fraîche qu'en hiver et au printemps. En été et en automne, les ratios β/α étaient plus élevés, et il y avait contribution accrue de substance non humique à haut poids moléculaire, indicateurs de protéines et polysaccharides (Romero González-Quijano et al., 2022).

Dans un contexte de changements climatiques, des fontes de neige plus précoces et plus lentes pourraient favoriser l'exportation d'une MOD de plus faible poids moléculaire et moins humifiée (faible HIX) vers les cours d'eau (Meingast et al., 2023). Une synthèse récente, portant sur des lacs de l'hémisphère nord, a montré que la fonte précoce diminue la production du phytoplancton (Hrycik et al., 2021).

2.4.4 Influence du climat et des événements climatiques extrêmes sur la dynamique de la MOD

Effets des précipitations

La pluie favorise une contribution accrue de MOD d'origine allochtone, se traduisant par des valeurs élevées de $SUVA_{254}$, indicatrices d'une MOD plus aromatique et plus humique d'origine terrestre (Kohler et al., 2013; Xenopoulos et al., 2021). À l'inverse, lors des périodes de faibles débits, la contribution relative de MOD autochtone augmente, entraînant une diminution des valeurs de $SUVA_{254}$ et une signature plus fraîche et moins aromatique.

Sécheresse, crues et temps de résidence

Les changements climatiques peuvent entraîner une augmentation de la fréquence et de l'intensité des événements climatiques extrêmes, notamment les sécheresses et les inondations. Ces variables induisent des conséquences majeures sur le cycle de la MOD dans les écosystèmes aquatiques, et modifient le temps de résidence de l'eau, affectant la traitabilité de la MOD. Lors des périodes de

sécheresse, l'allongement du temps de résidence des eaux de surface favorise les processus de transformation interne de la MOD, entraînant une diminution des signatures optiques associée à la MOD terrestre au profit des caractéristiques liées aux sources autochtones (Kohler et al., 2013; Kothawala et al., 2014). Cette diminution de la fraction allochtone résulte notamment de processus de minéralisation, floculation et sédimentation (Creed et al., 2018). De plus, sous une température plus chaude, le taux de dégradation augmente, favorisant la transformation de la MOD terrestre aromatique en composés plus aliphatiques (Kohler et al., 2013; Kothawala et al., 2014). En parallèle, les périodes de sécheresse favorisent l'accumulation de matière organique réfractaire dans les sols et les milieux humides. Lors d'une pluie, cette MOD accumulée est rapidement mobilisée et exportée vers les eaux de surface, augmentant temporairement les concentrations de COD et la proportion de MOD terrestre (Worrall et al., 2003), et augmente l'hétérotrophie des lacs boréaux (Algesten et al., 2003).

À l'inverse, les pluies intenses et les périodes de crues raccourcissent le temps de résidence et renforcent la connectivité entre les sols et les eaux de surface. Une pluie intense peut conduire à une proportion de MOD allochtone plus élevée, lorsque les apports allochtones excèdent la capacité de production autochtone du système (Kothawala et al., 2014). Quant aux crues, elles peuvent entraîner une augmentation rapide de MOD dans les eaux de surface, selon un mécanisme comparable au *Flood Pulse Concept*, susceptible de s'intensifier avec les changements climatiques. Ceux-ci peuvent se traduire par des changements complexes dans les processus hydrologiques et biogéochimiques, incluant des changements des concentrations de COD et de composition de MOD. Ces changements peuvent être directement associés au réchauffement (Hejzlar et al., 2003) ou à des effets indirects associés aux fluctuations des niveaux d'eau (Worrall et al., 2003).

Une étude menée dans les régions boréales en Suède, montre que sous les scénarios climatiques futurs, de nombreux lacs devraient connaître des pertes évaporatives plus élevées durant les mois d'été et un allongement du temps de résidence de l'eau (Abbasi et al., 2024). En conséquence, ces lacs pourraient présenter une plus grande stabilité des concentrations de COD et de la composition de la MOD. Cette stabilité peut accroître la biodisponibilité de la MOD pour la boucle microbienne et favoriser les émissions de CO₂ vers l'atmosphère (Abbasi et al., 2024).

Feu de forêt

La MOD issue de feux de forêt est appelée carbone noir (BC), un produit carboné hétérogène formé lors de la combustion incomplète de la biomasse et des combustibles fossiles. Le BC représente une fraction réfractaire du cycle du C et se caractérise par une dégradation lente dans l'environnement. Il libère une fraction soluble, appelée carbone noir dissous (DBC), désormais reconnue comme un constituant important des réservoirs naturels de COD. Le Tableau 2.10 synthétise l'origine, la structure moléculaire, le transport et les mécanismes d'interaction du DBC avec les contaminants organiques et inorganiques.

Tableau 2.10 Caractéristiques structurales et comportement environnemental du carbone noir dissous (DBC). Informations tirées de Hameed et al. (2023) et Zhan et al. (2024).

Thème	Caractéristiques
Origine et formation	• Facteurs de contrôle: Les caractéristiques moléculaires du DBC varient selon l'origine de la biomasse, la température de pyrolyse (300-800°C), les conditions environnementales et les méthodes d'extractions. • Formation thermique: Durant la pyrolyse, les biomacromolécules sont d'abord décomposées par déméthylation et déshydratation en composés organiques volatiles (ex., CO, CO₂, CH₄, H₂O) et des hydrocarbonés aromatiques polycycliques (PAH). Les résidus évoluent ensuite par polymérisation, déméthylation et hydrodéalkylation avec l'augmentation de la température.
Structure moléculaire	Composition élémentaire • Le DBC est composé davantage d'O, de C, avec de plus faibles quantités de H, N et S. Les variations de C et O sont principalement liées à la température de pyrolyse. • Certaines études indiquent que le DBC peut contenir une fraction plus élevée de N et S que le BC. De plus, le DBC peut contenir moins de composés azotés que le COD, en raison de la perte de N instable durant la pyrolyse et des effets d'imprégnation azotée sur la structure • La polarité du DBC est évaluée par les ratios (N+O)/C et O/C; de faibles valeurs indiquent une plus faible proportion de groupes fonctionnels non symétriques. Comparativement au BC, le DBC contient davantage d'O et de groupes fonctionnels polaires (ratios (N+O)/C et O/C plus élevés), mais présente une aromaticité plus faible et moins de groupes aromatiques condensés, suggérant une dominance de petits groupes aromatiques substitués par des groupes carboxyliques et phénoliques. Aromaticité • Le ratio H/C est utilisé pour estimer le degré d'aromaticité; des valeurs élevées indiquent aromaticité plus faible. Ce ratio diminue généralement avec l'augmentation de la température de pyrolyse, traduisant une aromaticité accrue. Toutefois, certaines études rapportent une aromaticité plus élevée à 300°C ou 400°C qu'à d'autres températures. • L'augmentation de la température de pyrolyse favorise la libération de composés aromatiques condensés et de groupes fonctionnels contenant de l'O vers la phase dissoute (DBC). Groupes fonctionnels et réactivité • À basse température de pyrolyse, le DBC contient davantage de groupes oxygénés et de structures moins condensées; à haute température, il présente une aromaticité accrue, un contenu en C graphité plus élevé et est plus stable. • Avec l'augmentation de température, le contenu en groupes C-O diminue, alors que les groupes quinones augmentent. • Les analyses de fluorescence indiquent que le DBC est principalement composé de substances de type acides humiques et protéines, ces dernières devenant dominantes à des températures de pyrolyse élevées. • La présence accrue de groupes carboxyliques et phénoliques rend le DBC plus susceptible à la dégradation microbienne et aux réactions photochimiques.

Tableau 2.11 Caractéristiques structurales et comportement environnemental du carbone noir dissous (DBC). Informations tirées de Hameed et al. (2023) et Zhan et al. (2024) (Suite)

Thème	Caractéristiques
Transport dans l'environnement	Interactions sol-DBC • Les différents fragments/molécules du DBC présentent des affinités variables avec les sols. • Les interactions entre le BDC et les composantes minérales du sol sont influencées par les ratios H/C et O/C. Les mécanismes impliquent le pontage cationique, les interactions électrostatiques et hydrophobes, ainsi que les échanges de ligands • Le DBC issu de pyrolyse à haute température, plus aromatique élevée, présente une forte affinité pour le carbone organique du sol et peut déplacer des fractions faiblement liées lors de sorption compétitive sur les minéraux argileux, favorisant la libération de COD. À l'inverse, le DBC produit à basse température (~300°C), riche en groupes fonctionnels oxygénés, s'adsorbe plus facilement sur les surfaces argileuses via échanges de ligands impliquant le déplacement de groupes hydroxyles. Sources et contrôles • L'origine du DBC peut influencer sa migration et sa transformation dans l'eau. Le DBC atteint les eaux de surface par différents processus, incluant la photo-oxydation, la formation d'aérosols (5-18% dans les rivières), les dépôts atmosphériques humides ou secs, et la dissolution. • Le dépôt atmosphérique dépend de l'intensité des feux de forêt, de la qualité de l'air, du régime de précipitations et des tempêtes de poussières. Les conditions hydrologiques, l'utilisation du territoire et les apports anthropogéniques modulent la variabilité saisonnière des concentrations de DBC en rivière. Sorption et transport • Le DBC peut s'adsorber sur la POM en suspension dans les eaux de surface, favorisant son transport avec les particules et les sédiments. Les fragments aromatiques et hydrophobes facilitent ces interactions. • Les conditions environnementales (ex., température, salinité, pH) influencent la solubilité, la mobilité et la déposition du DBC dans les systèmes aquatiques. • Le DBC a une grande mobilité dans les environnements aquatiques, liées à sa structure moléculaire particulière. Transformations photochimiques • Le DBC présente un taux de photodégradation plus rapide que le COD. Les molécules de haut poids moléculaire sont plus sensibles à la photodégradation que celles de faible poids moléculaire. • La photodégradation génère des photoproduits à basse concentration de DBC. La transformation photochimique du DBC produit de la MOD, menant à la formation de composés polaire et riche en O. • L'altération photochimique du DBC peut produire des composés plus labiles et biologiquement disponibles, augmentant leur susceptibilité à la décomposition microbienne.
Interaction avec les contaminants organiques	Mécanismes de sorption • Le DBC agit comme adsorbant efficace et vecteur de composés organiques hydrophobes (HOC), facilitant leur transport dans les sols et milieux aquatiques. • Les mécanismes dominants incluent les interactions $\pi - \pi$, les interactions de Van der Waals (dispersion), les interactions hydrophobes, ainsi que les liaisons hydrogène impliquant les groupes OH, CO, COOR et carboxyliques du DBC. • Les interactions hydrophobes régulent fortement le coefficient de partition normalisé au carbone organique (K_{doc}), contrôlant ainsi le devenir et les risques associés aux composés toxiques. Conformation pseudo-micellaire • Le DBC peut s'organiser en structures pseudo-micellaires en solution aqueuse, où les domaines hydrophobes (chaînes hydrocarbonées) s'agrègent au centre, favorisant la partition des HOC.

Tableau 2.11 Caractéristiques structurales et comportement environnemental du carbone noir dissous (DBC). Informations tirées de Hameed et al. (2023) et Zhan et al. (2024) (Suite)

Thème	Caractéristiques
	• Les domaines hydrophiles (groupes O- et N-contenant) se positionnent à l'interface DBC-eau et peuvent être stabilisés par liaisons hydrogène via des groupes carboxyliques. • Les structures aromatiques (ex., benzène tricarboxylique) peuvent s'autoassembler par interactions dipôle-dipôle entre groupes acides carboxyliques. Influence structure-température • Le pouvoir de sorption du DBC dépend fortement de sa structure chimique, elle-même contrôlée par la température de pyrolyse. • Le DBC issu de hautes températures, plus aromatiques, présente une forte affinité pour les PAH, via les interactions $\pi - \pi$ donneur-accepteur (EDA). • Le DBC issu de basses températures, riche en chaîne aliphatique, favorise davantage les interactions hydrophobes Effets photochimiques • Le DBC peut accélérer la photodégradation de contaminants organiques anioniques via la production de $\bullet\text{OH}$ et $^1\text{O}_2$. • Il favorise la phototransformation de phtalates, herbicides, antibiotiques et hormones • Le DBC peut promouvoir l'oxydation monoélectronique de composés pharmaceutiques.
Interaction avec les contaminants inorganiques	Mécanismes de complexation • Les mécanismes principaux incluent l'échange ionique, complexation de surface, liaison hydrogène et attraction électrostatique. • Les groupes fonctionnels impliqués comprennent les carboxyles, phénols, amines, thiols, alcools, ainsi que les groupes contenant O, S et N. • Les sites phénoliques sont généralement des sites à haute affinité, alors que les sites carboxyliques sont souvent associés à une affinité plus faible. Influence des conditions chimiques • La complexation dépend du pH, de la force ionique, du type et de la concentration des sels, ainsi que de la température de pyrolyse et de la composition de DBC. • La température de pyrolyse modifie la spéciation des métaux et la composition structurale du DBC. • Les métaux peuvent former des espèces hydrolytiques (ex., $\text{M}(\text{OH})_2$, $\text{M}(\text{OH})^+$) et interagir avec les ligands inorganiques (Cl^-, SO_4^{2-}). • Les métaux (ex. Pb^{2+}) peuvent déplacer des cations échangeables (Ca^{2+}, Na^+, K^+, Mg^{2+}) via des mécanismes d'échange ionique. Affinité différentielle • L'affinité varie selon le métal (Hg, Cu, Cd, Pb, As) et selon la fraction de DBC (humique vs protéique). • Les ligands de type protéique présentent parfois une affinité plus forte que pour Cu^{2+} que les fractions humiques. • La composition moléculaire du DBC influence fortement le mécanisme et l'intensité de liaison. • Les études montrent que la pyrolyse à basse température peut augmenter la mobilité de l'arsenic dans le sol en stimulant la production de DBC. Effets écotoxicologiques • La complexation du DBC avec les métaux peut réduire leur biodisponibilité et leur toxicité dans les écosystèmes aquatiques.

2.4.5 Influence des transformations sur la dynamique de la MOD

La MOD est impliquée dans un spectre de processus biologiques, physique et chimique, tels que la floculation (Sholkovitz, 1976), la complexation, la phototransformation (Dutta Majumdar et al., 2017) et la biodégradation (Guillemette & del Giorgio, 2011). Ces processus exercent une grande influence sur la biogéochimie des systèmes aquatiques. Ces interactions contrôlent la rétention, la redistribution et la sédimentation de la MOD dans les réseaux aquatiques, modulant ainsi sa disponibilité et sa mobilité.

Photodégradation

La photodégradation, induite par l'absorption du rayonnement ultraviolet par la MOD, altère préférentiellement les structures aromatiques et insaturées, notamment celles issues de la lignine et des tanins d'origine terrestre, conduisant à la formation de produits plus oxydés, carboxylés et hydroxylés (Cory et al., 2014; Dutta Majumdar et al., 2017; Mosher et al., 2015; Tadeu et al., 2021). Spécifiquement, l'absorption de la lumière par la MOD produit une photolyse qui déclenche une série de réactions photochimiques. Ces réactions entraînent une oxydation partielle ou complète de macromolécules organiques complexes en unités de plus faible poids moléculaire (Bertilsson & Tranvik, 2000). Cette phototransformation s'accompagne d'une perte progressive de composés aromatiques photolabiles et d'un enrichissement relatif en composés aliphatiques plus résistants, pouvant aller jusqu'à la photominéralisation d'une fraction du COD en carbone inorganique (Bertilsson & Tranvik, 2000). La MOD allochtone, étant plus photolabile et aromatique, aura une biodisponibilité accrue à la suite de l'exposition à la lumière. Au contraire, la MOD autochtone devient davantage bioréfractaire et moins biodisponible à la suite de l'exposition à la lumière (Creed et al., 2018). La MOD fraîche est plus enclin à la minéralisation microbienne et plus susceptible à la photo-oxydation (Creed et al., 2018). L'intensité de la phototransformation dépend fortement des conditions physiques du milieu. Ce processus est maximal dans les eaux de surface peu profondes et à canopée ouverte ainsi que dans les lacs et réservoirs clairs. Il diminue avec l'augmentation de la profondeur, de la turbidité et de l'ordre du cours d'eau (Bertilsson & Tranvik, 2000).

Les produits de la photolyse présentent des destins contrastés. Certains favorisent l'activité microbienne en fournissant des molécules de faible poids moléculaire, telles que des acides organiques simples. D'autres génèrent des espèces réactives de l'oxygène (ex., peroxyde

d'hydrogène, superoxyde) susceptible d'affecter négativement les bactéries hétérotrophes, les virus et le phytoplancton (Hudson et al., 2003; Wolf et al., 2016; Yuan et al., 2011).

Dégradation biologique

La dégradation biologique constitue l'un des principaux puits de carbone organique à l'échelle de la biosphère et joue un rôle central dans la transformation de la MOD durant son transport (Cole et al., 2007). La dégradation microbienne se produit dans la colonne d'eau, et par le biais d'échange hyporhéique continu avec l'eau et les sédiments sous-jacents au lit du cours d'eau (Battin et al., 2008). La dégradation biologique, réalisée par les microorganismes autotrophes et hétérotrophes, contrôle la minéralisation de la MOD (Bauer & Bianchi, 2011; Guillemette & del Giorgio, 2011; Mosher et al., 2015). Les microbes privilégient généralement les composés à forte teneur énergétique, tels que les glucides, les acides aminés et autres structures aliphatiques, entraînant une élimination préférentielle de ces fractions fraîches de la MOD allochtone (Berggren et al., 2010; Spencer et al., 2015). Contrairement à la photodégradation, la dégradation microbienne conduit à une augmentation de l'aromaticité, potentiellement atténuant le déclin des valeurs de $SUVA_{254}$ avec l'augmentation de l'ordre du cours d'eau. La dégradation microbienne est renforcée lorsque la MOD a été préalablement altérée par des processus photolytiques (Moran et al., 2000).

Interaction des processus

En plus de la photodégradation et de la dégradation microbienne, les apports de MOD sont partiellement contrebalancés par d'autres processus tels que l'absorption biologique, la floculation, la condensation et la sorption (Creed et al., 2015). La floculation favorise l'agrégation et la sédimentation des colloïdes (Sholkovitz, 1976). Parmi ces processus, la sorption de la MOD sur des complexes métalliques associés aux particules ou sur des biofilms peut être particulièrement rapide (McKnight et al., 2003). Le degré de sorption dépend de la taille moléculaire, du caractère aromatique et de la teneur en groupes acides carboxyliques des molécules organiques dissoutes (McKnight et al., 2002).

Temps de résidence de l'eau

Le temps de résidence de l'eau constitue un déterminant majeur de l'évolution de la MOD le long du continuum fluvial, et a fait l'objet de synthèses dans des revues intégrales (Casas-Ruiz et al., 2020; Creed et al., 2015). Tout au long de son parcours, l'eau de surface circule continuellement

entre son lit et les zones hyporhéiques, favorisant les échanges avec les communautés microbiennes du sol et modifiant potentiellement le réservoir de MOD. De plus, un temps de transit prolongé accroît le potentiel de dégradation du COD par les processus in situ, notamment la respiration bactérienne et la photo-oxydation. Graduellement vers l'aval, une diminution progressive de l'hétérogénéité spatiale et de la variabilité temporelle des concentrations de COD et de la composition de la MOD s'observe. Ce phénomène tampon semble survenir dans les cours d'eau autour du 3^e ou 4^e ordre, où la dominance du système bascule d'une intégration hydrologique, acheminant les apports de MOD, vers un contrôle biogéochimique. Toutefois, cette transition varie selon les bassins versants. De plus, il peut arriver que les transformations in situ (ex., pertes de MOD terrestre, production microbienne) survenant dans les cours d'eau d'ordre supérieur ne soient pas suffisantes pour modifier la signature globale résultant de l'intégration hydrologique des apports amont. À des ordres élevés (>10), les sédiments inorganiques ou le carbone organique particulaire peuvent agir comme régulateur interne en atténuant la pénétration lumineuse, limitant ainsi la production photosynthétique de nouvelle MOD et la photodégradation de la MOD terrestre et microbienne.

2.4.6 Phénomène de brunissement des eaux de surface

Au cours des dernières décennies, un brunissement des eaux de surface a été observé, se traduisant par une augmentation progressive de la couleur réelle vers des teintes plus foncées. Ce phénomène, largement documenté dans l'hémisphère nord, correspond à une augmentation des apports de MOD de source allochtone, en particulier des composés humiques, qui transitent des sols vers les eaux de surface.

La récupération post-acidification et les changements climatiques sont les deux facteurs les plus fréquemment rapportés dans la littérature qui influencent le brunissement. Les changements d'usage du territoire font également partie des éléments déclencheurs, mais demeurent plus difficiles à isoler en raison du manque de données sur un long terme. Néanmoins, le Tableau 2.11 liste les facteurs les plus souvent nommés dans la littérature.

Tableau 2.11 Principales causes du brunissement des eaux de surface

Causes		Mécanisme principal	Effet sur la MOD	Références
Récupération des dépôts atmosphériques acides (contrôleur principal)				
↓ Dépôt atmosphérique acide	• ↓ Acidité des sols • ↓ Force ionique des solutions du sol	• ↑ Solubilité et ↑ mobilité de la MOD vers les eaux de surface • ↑ Couleur de la MOD exportée	Redden et al. (2021); Monteith et al. (2007)	
Changements climatiques				
↑ Précipitation	• ↑ Connectivité entre les sols et les eaux de surface	• ↑ Mobilité de la MOD vers les eaux de surface • ↑ Exportation de MOD de source terrestre • ↑ MOD hydrophobe	Xiao et al. (2020)	
↑ Température	• ↑ Activités biologiques dans les eaux de surface • ↑ Altération et ↓ pergélisol dans les régions nordiques • ↑ Cations basiques dans le sol	• ↑ Décomposition de la MOD • ↑ Production de MOD	Xiao et al. (2020)	
Dégel du pergélisol	• Fonte du pergélisol avec l'augmentation de la température	• ↑ Exportation de COD exporté • ↑ Exportation de POC exporté	Matsuoka et al. (2022)	
Utilisation du territoire				
Reforestation	• ↑ Accumulation de la MOD dans les sols, spécifiquement pour les conifères • Considéré comme contributeur à long terme du brunissement sur l'échelle de temps centennal	• ↑ MOD de source terrestre dans les eaux de surface	Xiao et al. (2020); Kritzberg (2017)	
Exploitation forestière	• ↑ Lessivage de la MOD due à plusieurs facteurs : ↑ nappe phréatique, ↑ matière organique sur le dessus du sol provenant des opérations, et ↑ décomposition de la MOD causé par ↑ de la température du sol • Effet à court-terme	• ↑ MOD de source terrestre dans les eaux de surface	Glaz et al. (2015)	
Agriculture	• Dégradation du sol et la modification du ruissellement des eaux : rejets de MOD, de nutriments et de pesticides vers les eaux de surface • Sols exposés affectent le transport de sédiments vers les cours d'eau	• ↑ MOD de source terrestre dans les eaux de surface	Xiao et al. (2020)	

Récupération des dépôts atmosphériques acides

La récupération post-acidification constitue l'un des mécanismes majeurs associés au brunissement observé dans l'hémisphère nord. Aux États-Unis, l'adoption du *Clean Air Act Amendment* (1970), renforcé par les amendements de 1990 visant notamment la réduction des émissions de dioxyde de soufre (SO₂) et d'oxydes d'azote (NO_x), a pour objectif de limiter la pollution atmosphérique et les dépôts acides responsables de l'acidification des sols et des eaux (EPA, 1970). En Europe, la *Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution* (CLRTAP), adoptée sous l'égide de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe, ainsi que ses protocoles subséquents, visent également la réduction des émissions soufrées et azotées afin de restaurer les écosystèmes affectés par les pluies acides (UNECE, 1979). Au Canada, la réduction des dépôts atmosphériques acides a été encadrée par la participation à la CLRTAP (1979) et à l'Accord Canada-États-Unis sur la qualité de l'air (1991).

Les dépôts atmosphériques acides apportent principalement SO₄²⁻ et NO₃⁻ associés à une charge en H⁺ qui abaisse le pH des sols et des solutions interstitielles. À faible pH faible, les groupes carboxyliques (-COOH) et phénoliques (-OH) de la matière organique demeurent majoritairement protonés, ce qui limite leur charge négative et favorise leur interaction avec des cations multivalents comme Ca²⁺ et Al, réduisant leur solubilité (Lawrence & Roy, 2021). Monteith et al. (2007) apporte deux mécanismes qui sont à l'origine du brunissement induit par la récupération post-acidification. Le premier mécanisme est par l'augmentation du pH des sols. Lorsque les apports en dépôts atmosphériques acides diminuent, la charge en H⁺ diminue également, le pH du sol augmente et les groupes fonctionnels se déprotonent. Cette déprotonation diminue le pontage cationique, et accroît la charge négative et la répulsion électrostatiques, ce qui augmente la solubilité de la MOD.

Le deuxième mécanisme repose sur la diminution de la force ionique liée à la baisse des concentrations de H⁺ et différents anions (ex., SO₄²⁻, NO₃⁻, Cl⁻). Une force ionique élevée comprime la double couche électrique des colloïdes et favorise leur coagulation; sa diminution élargit cette double couche, augmente la répulsion électrostatique, accroît la dispersion colloïdale et favorise la désagrégation de la matière organique. Cette dispersion accroît la fraction soluble de la MON et son export. Lawrence et Roy (2021) suggère que la diminution de la force ionique peut expliquer l'augmentation du COD dans les eaux de surface plus fortement que les variations de pH du sol.

Portait du brunissement dans l'hémisphère nord

Plusieurs régions dans l'hémisphère nord rapportent une augmentation de la MOD dans les eaux de surface. Certaines de ces régions ont signalé des problèmes au niveau du traitement de l'eau potable concomitante au phénomène de brunissement. Le Tableau 2.12 répertorie des études de cas de différentes régions qui montrent une augmentation de la MOD.

Tableau 2.12 Études de cas documentant le brunissement des eaux de surface (non exhaustif)

Pays	Région	Cours d'eau	Tendances du COD	Référence
Canada	Sudbury (Ontario)	75 lacs, sous 2 catégories : • 51 lacs sensibles, pH de référence <6, sensible au brunissement (hypothèse) • 24 lacs tampons, pH de référence >6, non-sensible au brunissement (hypothèse)	• Lacs sensibles : augmentation du COD de 102%; augmentation annuelle de +2.9%/an • Lacs tampons : augmentation du COD de 25%; augmentation annuelle de +0.7%/an	Meyer-Jacob et al. (2020)
Canada	Est du Canada : • Nouvelle-Écosse (régions Kejimikujik et Yarmouth) • Sud de l'Ontario (Dorset) • Nord-Ouest de l'Ontario (Experimental Lakes Area; ELA)	49 lacs : • Région Kejimikujik (26 lacs) • Région Yarmouth (11 lacs) • Dorset (8 lacs) • ELA (4 lacs)	• Région Kejimikujik : augmentation entre 2000-2015 (+0.10mg/L/an) • Région Yarmouth : augmentation entre 2000-2015 (+0.12mg/L/an) • Dorset : diminution entre 1980 et 1988 (-0.13mg/L/an); augmentation entre 1988-2015 (+0.10mg/L/an) • ELA : augmentation entre 1983-2000 (+0.12/L/an); aucune augmentation significative après 2000	Imtiaz et al. (2025); Imtiaz et al. (2020)
Canada	Nouvelle-Écosse (Est du Canada)	62 lacs et 17 rivières	Augmentation de la couleur apparente dans 54 des 62 lacs, et dans 13 des 17 rivières (+0.0026-3.9 Pt-Co/an)	Redden et al. (2021)
		Lac Pockwock* et lac Major*	• Lac Pockwock: augmentation de la couleur; augmentation du COT moyen annuel de 1mg, depuis 1999 • Lac Major: augmentation de la couleur apparente de 200% entre 1999-2015; augmentation du COT moyen annuel de 1mg, depuis 1999	Anderson et al. (2017)
Canada	Territoire du Nord-Ouest	Delta de la rivière Mackenzie	• Fin d'été : augmentation du COD et POC entre 1998-2019 (+0.019g/m³/an); apports accrus liés au pergélisol qui dégele	Matsuoka et al. (2022)
États-Unis	Adirondacks (NY)	• Étang Buck • Étang Maple Brook • Étang T24	• Étang Buck : augmentation du COD de 9.8µmol C/L/an entre 1991-2019 • Étang Maple Brook : augmentation du COD de 15.1µmol C/L/an entre 2014-2019 • Étang T24 : augmentation du COD de 15.2µmol C/L/an entre 2011-2019	Lawrence et Roy (2021)

Tableau 2.13 Étude de cas documentant le brunissement des eaux de surface (non exhaustif) (Suite)

Pays	Région	Cours d'eau	Tendances du COD	Référence
États-Unis	Adirondacks (NY)	28 lacs	Augmentation du COD entre 1994-2006/2012 (+0.054mg/L/an)	Leach et al. (2019)
États-Unis	Maine	29 lacs, en haute élévation (>600m)	Augmentation significative du COD dans 19 des 29 lacs : • Pour tous les lacs (moyenne) : augmentation du COD entre 1986-2015 (+0.12mg/L/an) • En 1986, 17 lacs sur 29 lacs avaient une concentration de COD <5mg/L; En 2015, 5 lacs sur 29 lacs avaient une concentration de COD <5mg/L • SO₄²⁻ du lac et la variation du climat explique le plus les variations de la concentration du COD	Gavin et al. (2018)
Suède	Sud de la Suède	Lac Bolmen*	• Exutoire Unnens (station 520) : augmentation de la couleur de +89mg Pt/L entre 1987 (63mg Pt/L) et 2012 (152mg Pt/L) • Exutoire Lillan (station 540) : augmentation de la couleur de +34mg Pt/L entre 1987 (196mg Pt/L) et 2012 (230mg Pt/L)	Klante et al. (2021)
Suède	Suède	286 sites (lacs, rivières, ruisseaux)	• Pour tous les sites (médiane) : augmentation du COD entre 1990-2013 (+1.4%/an) • Les plus grandes tendances se trouvent dans les régions impactées par de fortes réductions de dépôts de soufre (+1.7%/an) • Les tendances plus faibles se trouvent dans les régions subarctiques (+0.8%/an) • Dans les régions sèches, les précipitations ont une influence forte et positive sur la concentration de COD	de Wit et al. (2016)
Finlande	Finlande	87 sites (lacs, rivières, ruisseaux)		
Norvège	Norvège	101 sites (lacs, rivières, ruisseaux)		

*L'article indique clairement que cette source d'eau est utilisée comme source d'eau potable

Impacts du brunissement des eaux de surface

Le brunissement entraîne de multiples répercussions sur les écosystèmes aquatiques en modifiant simultanément les processus physicochimiques et biologiques des eaux de surface. L'augmentation de la MOD, en particulier de la fraction humique plus colorée et aromatique, réduit la profondeur de pénétration de la lumière et affecte le biote aquatique, notamment le phytoplancton et les bactéries (Leach et al., 2019; Senar et al., 2019; Senar et al., 2021). Une grande concentration en MOD peut modifier l'acidité de l'eau, favoriser l'apparition de conditions anoxiques (Knoll et al., 2018).

Le brunissement s'accompagne aussi de modifications importantes dans le cycle des métaux, notamment du fer et de l'aluminium. Les concentrations de fer augmentent simultanément avec celles du COD dans plusieurs régions, notamment au Royaume-Uni (Neal et al., 2008), en Scandinavie (Björnerås et al., 2017; Weyhenmeyer et al., 2014), et en Amérique du Nord (Björnerås et al., 2017; Weyhenmeyer et al., 2014), comme dans la région des Grands-Lacs (Brezonik et al., 2019) et en Nouvelle-Écosse (Redden et al., 2021). Dans certains cas, la hausse de fer dépasse celle du COD, ce qui révèle l'influence d'autres facteurs (Kritzberg & Ekström, 2012). L'aluminium présente des tendances plus contrastées. L'acidification favorise la mobilisation d'aluminium monomérique inorganique du sol vers les eaux de surface, une forme particulièrement toxique pour les organismes aquatiques. Avec la diminution de dépôts atmosphériques acides, plusieurs régions de l'hémisphère Nord montrent une baisse des concentrations d'aluminium inorganique et un déplacement vers des formes organiques complexées, moins toxiques. Ce changement de forme, associé à l'augmentation du COD, est perceptible dans les cours d'eau des Adirondacks aux États-Unis (Lawrence et al., 2021) et dans de nombreux lacs et rivières de l'Atlantique Canadien (Sterling et al., 2020), notamment en Nouvelle-Écosse (Redden et al., 2021). Ces augmentations reflètent l'affinité élevée de la fraction humique et fulvique pour les métaux et leur capacité de stabilisation sur les oxydes de métaux.

Temps de résidence de l'eau

Le temps de résidence de l'eau (*water residence time*, WRT) dans les lacs est un facteur déterminant de leur susceptibilité au brunissement. Les lacs dont le WRT dépasse 1.5 an montrent des tendances au brunissement nettement plus faibles que les systèmes à renouvellement rapide (Kohler et al., 2013). De façon cohérente, les lacs dont le WRT est inférieur à trois mois enregistrent des hausses

significatives de COD, comme le documente le suivi à long terme du réseau Acid Waters Monitoring au Royaume-Uni. Des observations cohérentes ont été faites en Finlande et dans le nord-est des États-Unis (Kohler et al., 2013).

Ce gradient s'explique par les processus de transformation interne du COD. Une analyse portant sur 82 plans d'eau européens et nord-américains, couvrant des WRT allant d'une semaine à 700 ans, montre que les taux de production et de consommation du COD peuvent être prédits à partir du WRT (Evans et al., 2017). Un long WRT offre davantage de temps pour que le COD et le fer soient perdus de la colonne d'eau par des processus internes (Kritzberg et al., 2020).

2.5 Impact de la MOD sur le traitement et la qualité de l'eau potable

La MOD constitue l'un des principaux défis opérationnels dans la production d'eau potable (Swinamer et al., 2024). Sa concentration, sa composition et son origine déterminent l'efficacité de chaque étape de la filière de traitement, de la coagulation jusqu'à la désinfection. Les caractéristiques de la MOD (p.ex., poids moléculaire, aromaticité, hydrophobicité, charge) varient selon les saisons, les événements hydrologiques et les perturbations du bassin versant (Abbasi et al., 2024; Swinamer et al., 2024). Cette réalité impose aux exploitants d'usines de s'adapter à une eau brute en constante évolution. Dans un contexte de brunissement des eaux de surface, ces défis s'intensifient. Les doses de coagulant augmentent, le colmatage des membranes s'accélère, et le potentiel de formation de SPD s'accroît (Anderson et al., 2023). Le Tableau synthétise les mécanismes par lesquels la MOD interagit avec les principaux procédés de traitement de l'eau potable.

Tableau 2.13 Impact de la MON sur les procédés de traitement de l'eau potable

Procédé	Impact de la MON/MOD	Références
Coagulation / Flocculation		
Floculation/Coagulation	Mécanismes généraux : La MON, majoritairement chargée négativement, est déstabilisée par neutralisation électrostatique et interactions hydrophobiques via les espèces métalliques hydrolysées positives (Fe^{3+}, Fe^{2+}, Al^{3+}) réduisant la répulsion colloïdale et favorisant l'aggrégation. L'enlèvement repose sur deux voies : (1) adsorption-neutralisation de charge pour les fractions aromatiques de haut poids moléculaire; (2) piégeage par balayage (sweep floc) pour les particules colloïdales. Influence des caractéristiques de la MOD : L'efficacité dépend de la charge, de l'hydrophobicité et de la structure moléculaire, telle que le nombre et la position des groupes carboxyles et hydroxyles. Les molécules de haut poids moléculaire, plus hydrophobes et riches en groupes carboxyles, sont préférentiellement éliminées. La fraction hydrophile de faible poids moléculaire, ayant une haute solubilité, est significativement moins bien enlevée. En pratique, la coagulation sélectionne la MOD terrestre et aromatique ($\text{SUVA} > 4 \text{ L mg}^{-1} \text{ m}^{-1}$) Rôle du pH : Le pH contrôle la spéciation des hydrolysats métalliques et la compétition entre espèces OH^- et anions organiques. Un pH plus bas (5.5-6.5 pour l'alun; 5.0-6.0 pour le fer) augmente la densité de charge positive, favorisant la neutralisation. La coagulation améliorée (doses élevées + pH ajusté) améliore l'élimination de la MON et des précurseurs de SPD. Brunissement et changements climatiques : L'augmentation de la MOD allochtone dans les eaux de surface nécessite des doses de coagulant accrues. La modification de la composition de la MOD (ratio hydrophile/hydrophobe) réduit l'efficacité relative de la coagulation conventionnelle et augmente le potentiel de formation de trihalométhanes (THM) et des acides haloacétiques (HAA) dans les eaux traitées. Complexes organométalliques : La MON peut également s'adsorber à la surface des hydroxydes métalliques formés lors de l'hydrolyse, formant des complexes insolubles qui facilitent la floculation.	Edzwald et Tobiason (1999); Sharp, Jarvis, et al. (2006); Matilainen et al. (2010); Sillanpaa, Ncibi, Matilainen, et al. (2018)
Adsorption		
Charbon actif en poudre (PAC)	Mécanismes généraux : Adsorption par interaction hydrophobe et π-π entre les cycles aromatiques de la MOD et la surface graphitique du charbon. À pH faible, l'adsorption est favorisée par des interactions électrostatiques entre les groupes carboxyliques/phénoliques négatifs de la MON et la surface chargée positivement. L'efficacité diminue lorsque le pH de la solution augmente. Le processus d'adsorption est influencé par le pH, la température, la texture de la surface et la force ionique. Influence des caractéristiques de la MOD : Les composés aromatiques de haut poids moléculaire (fraction humique) sont préférentiellement adsorbés. La fraction hydrophile de faible poids moléculaire (acides de faible poids moléculaire, polysaccharides) est peu retenue en raison de sa faible affinité pour la surface hydrophobe du charbon. Facteurs limitants : Compétition entre la MON et les micropolluants organiques (pesticides, pharmaceutiques) pour les sites actifs. La MON peut saturer rapidement la capacité d'adsorption, réduisant l'efficacité d'enlèvement des contaminants traces. L'augmentation du COD liée au brunissement accélère cette saturation.	Bhatnagar et Sillanpaa (2017);

Tableau 2.14 Impact de la MON sur les procédés de traitement de l'eau potable (Suite)

Procédé	Impact de la MON/MOD	Références
Charbon actif granulaire (GAC)	Mécanismes : Similaires au PAC. En filtre GAC, la MOD s'adsorbe sur les micropores et mésopores. Les composés aromatiques colorés et de haut poids moléculaire sont préférentiellement retenus (plus grande hydrophobicité, interactions π-π plus intenses). Biofiltration associée et synergie avec l'ozonation : Le GAC accueille un biofilm microbien actif qui se développe naturellement et progressivement à la surface du média. Une fois établi, il confère au filtre GAC une capacité de biodégradation en plus de sa capacité d'adsorption. L'ozonation en amont transforme les fractions réfractaires de la MON en composés biodégradables (COD biodégradable, BDOC), qui sont ensuite consommés par le biofilm. Cette combinaison O_3 + GAC est particulièrement efficace pour réduire le potentiel de formation de SPD. Renouvellement et saturation : La capacité du GAC se dégrade avec le temps. L'augmentation du COD liée au brunissement réduit la durée de vie utile du média et nécessite des cycles de régénération plus fréquents. La surveillance du COT en sortie de filtre GAC est essentielle pour identifier l'épuisement de la capacité d'adsorption du média, et détecter la percée.	Matilainen et al. (2010); Bhatnagar et Sillanpaa (2017); Andersson et al. (2020)
Échange ionique (résines)	Mécanismes : Les résines anioniques (MIEX, résines fortes ou faibles) échangent les anions organiques chargés négativement de la MOD contre des contre-ions (Cl^-, HCO_3^-). L'enlèvement est principalement basé sur la charge, à la différence de la coagulation, l'hydrophobicité joue un rôle secondaire. Influence des caractéristiques de la MOD : L'affinité de la MON pour la résine dépend de trois facteurs. Charge : les résines anioniques fortes favorisent les molécules à haute densité de charge négative (carboxyliques, sulfoniques). Les fractions humiques sont ainsi mieux éliminées que les fractions hydrophiles neutres. Taille : les résines à pores de type gel excluent stériquement les molécules $>10kDa$. Les acides fulviques (0.5-5 kDa), à la fois chargés et de taille optimale, sont les mieux retenus. Les résines macroporeuses accommodent les fractions plus larges. Compétition ionique : les anions inorganiques (sulfates, nitrates, bicarbonates) concurrencent la MON pour les sites d'échanges, réduisant l'efficacité en eau fortement minéralisée. Avantages par rapport à la coagulation : L'échange ionique est efficace pour les eaux à faible turbidité et COT modéré, où la coagulation serait sous-dosée. Il permet d'atteindre des niveaux de COD inférieurs difficiles à atteindre par coagulation seule, réduisant ainsi la formation de SPD halogénés. Résines non ioniques : Retiennent la MON par interactions π-π et liaisons hydrogène, mais sont peu efficaces pour les fractions hydrophiles de faible poids moléculaire.	Matilainen et al. (2010); Levchuk et al. (2018); Andersson et al. (2020)

Tableau 2.14 Impact de la MON sur les procédés de traitement de l'eau potable (Suite)

Procédé	Impact de la MON/MOD	Références
Oxydation chimique		
Ozonation (O ₃)	Mécanismes : L'ozone exerce une oxydation directe (sélective, attaque les doubles liaisons C=C et cycles aromatiques) et indirecte via la génération de radicaux hydroxyles (OH•), oxydants puissants et non sélectifs. La proportion entre oxydation directe et radicalaire dépend du pH, de la teneur en COD et de l'alcalinité. Transformation de la MOD : L'ozonation convertit les fractions humiques réfractaires en composés de plus faible poids moléculaire et plus biodégradables (augmentation du BDOC). Bien que l'élimination totale du COD soit faible (< 20 %), la réduction des fractions aromatiques à fort potentiel de formation de THM est significative. Formation de SPD : L'ozonation peut former des bromates (en présence de bromure) et des aldéhydes (formaldéhyde, acétaldéhyde), qui sont eux-mêmes des précurseurs de SPD ou des contaminants réglementés. La maîtrise de la dose d'ozone est donc critique. Synergie O₃ + GAC : Combinaison optimale : l'ozonation améliore la biodégradabilité de la MON, et le biofilm du GAC en aval consomme les sous-produits biodégradables. Cette filière réduit efficacement le potentiel de formation de SPD et la demande en chlore.	Sillanpaa, Ncibi et Matilainen (2018); Andersson et al. (2020)
Oxydation avancée (AOP)	Mécanismes : Les procédés d'oxydation avancée combinent avec différents catalyseurs et radiations (O₃/H₂O₂, UV/H₂O₂, UV/O₃, Fe²⁺/H₂O₂) génèrent des radicaux OH• en concentrations élevées, permettant la minéralisation partielle ou totale de la MON réfractaire que l'ozonation seule ne dégrade pas. Effet de la MON sur l'efficacité des AOPs : La MON est le principal consommateur de radicaux OH• (piégeur de radicaux), réduisant la disponibilité des radicaux pour les micropolluants cibles. À forte teneur en COD (brunissement), l'efficacité des AOPs pour les contaminants traces diminue significativement. Absorption UV : La MON absorbe fortement la radiation UV (pic à 254 nm, chromophores aromatiques). Dans les systèmes UV/H₂O₂ une forte absorbance à 254 nm réduit le flux photonique disponible, nécessitant des doses UV plus élevées pour atteindre les objectifs de traitement.	Sillanpaa, Ncibi et Matilainen (2018); Andersson et al. (2020)

Tableau 2.14 Impact de la MON sur les procédés de traitement de l'eau potable (Suite)

Procédé	Impact de la MON/MOD	Références
Radiation UV	Action directe sur les microorganismes : La radiation UV (principalement 254 nm) inactive les microorganismes par dommages à l'ADN. La MON absorbe fortement à cette longueur d'onde (chromophores aromatiques), réduisant le flux photonique disponible pour l'inactivation microbienne. Une forte absorbance UV254 (eau brune) nécessite des doses UV plus élevées. Photolyse de la MON : L'irradiation UV peut photolyser certains chromophores de la MON (acides fulviques, humates), générant des radicaux réactifs et des intermédiaires de dégradation. À haute dose, la photolyse peut libérer des composés de faible masse moléculaire (acides organiques) qui augmentent l'AOC et la biodégradabilité de l'eau. UV/H₂O₂ - AOP : La combinaison UV + H₂O₂ génère des radicaux OH• très réactifs. La MON est le principal piègeur de ces radicaux (consommation compétitive), réduisant l'efficacité du système pour les micropolluants cibles. Le taux d'enlèvement des micropolluants diminue à mesure que le COD augmente. Photosensibilisation : La MON peut agir comme photosensibilisateur, produisant de l'oxygène singulet (¹O₂) et d'autres espèces réactives lors de l'irradiation UV. Ces espèces peuvent oxyder certains micropolluants et modifier la structure de la MON.	Li et al. (2023)
Filtration par membrane		
Microfiltration (MF) Ultrafiltration (UF)	Mécanismes : La MF (0,1–10 µm) et l'UF (0,01–0,1 µm) retiennent les particules, colloïdes et microorganismes par exclusion stérique. La MON dissoute (fraction < 1 kDa) traverse largement ces membranes et n'est pas éliminée directement. La MON colloïdale (fraction > seuil de coupure) est retenue. Colmatage (fouling) : La MON est la principale cause de colmatage des membranes basse pression. Trois types de colmatage : (1) colmatage réversible par cake/gel en surface; (2) colmatage irréversible par adsorption dans les pores (pore blocking); (3) colmatage standard (rétrécissement des pores). Les polysaccharides et les substances humiques sont les fractions qui créent le plus de colmatage. Influence des caractéristiques de la MOD : Les substances humiques causent principalement un colmatage en surface (cake layer). Les biopolymères (polysaccharides, protéines) causent un colmatage irréversible par adsorption interne. La fraction de haut poids moléculaire est la plus problématique. La coagulation en amont réduit efficacement le colmatage. Impact du brunissement : L'augmentation du COD et de l'aromaticité de la MOD associée au brunissement intensifie le colmatage et augmente la fréquence de nettoyage chimique (CEB, CIP), réduisant la durée de vie des membranes.	Metsämuuronen et al. (2013); Chellam et Sari (2016)

Tableau 2.14 Impact de la MON sur les procédés de traitement de l'eau potable (Suite)

Procédé	Impact de la MON/MOD	Références
Nanofiltration (NF) Osmose inverse (OI)	Mécanismes : La NF (seuil 200–1000 Da) et l'OI (< 200 Da) retiennent la MON dissoute par exclusion stérique et répulsion électrostatique (charges négatives de la membrane repoussent les anions organiques). L'OI assure un enlèvement quasi total du COD (> 95 %). La NF atteint des taux d'enlèvement de 70–95 % selon la masse moléculaire et la charge de la MOD. Colmatage : La MON cause un colmatage sévère des membranes NF/OI, en particulier par les substances humiques qui forment une couche compacte en surface (cake layer) et s'adsorbent dans les pores. Le colmatage réduit le flux perméat et augmente la pression transmembranaire. Répulsion de Donnan : Les membranes NF/OI chargées négativement repoussent les molécules organiques anioniques par exclusion de Donnan, mécanisme complémentaire à l'exclusion stérique. L'efficacité dépend du pH (effet sur la charge de la membrane et de la MOD) et de la force ionique. Prétraitement nécessaire : La MON doit être partiellement éliminée en amont (coagulation, UF) pour limiter le colmatage et prolonger la durée de vie des membranes NF/OI.	Metsämuuronen et al. (2013)
Biofiltration		
Biofiltration (filtre sable / anthracite / GAC biologique)	Mécanismes : La biofiltration exploite des biofilms microbiens fixés sur un média granulaire pour dégrader la MON biodégradable. Le substrat principal est le BDOC et le carbone organique assimilable (AOC), qui représentent les fractions de la MON les plus facilement minéralisables par les microorganismes. Influence des caractéristiques de la MOD : La biofiltration cible préférentiellement la MON biodégradable de faible poids moléculaire (acides organiques simples, acides aminés, sucres), produite notamment après ozonation. La MON humique réfractaire est peu biodégradée. En aval de l'ozonation, la biofiltration peut éliminer 20–50 % du COD total. Formation de SPD : En éliminant le BDOC et l'AOC, la biofiltration réduit le potentiel de formation de SPD et limite la croissance bactérienne dans le réseau de distribution (stabilité biologique de l'eau). Les filtres biologiques réduisent également la demande en désinfectant résiduel. Température et saisonnalité : L'activité biologique diminue significativement à basse température (< 10 °C), ce qui est particulièrement pertinent dans les contextes nordiques (Québec). La performance de la biofiltration peut être réduite en hiver, nécessitant des adaptations opérationnelles. Interaction avec la MON aromatique : La fraction humique aromatique réfractaire peut s'adsorber sur le média biotique et interférer avec l'activité microbienne. L'aromaticité élevée de la MOD ($SUVA > 4 \text{ L mg}^{-1} \text{ m}^{-1}$) est associée à une moindre biodégradabilité et à des performances de biofiltration plus faibles.	Terry et Summers (2018)

Tableau 2.14 Impact de la MON sur les procédés de traitement de l'eau potable (Suite)

Procédé	Impact de la MON/MOD	Références
Désinfection		
Chloration (Cl_2)	Formation de SPD : Le chlore réagit avec les précurseurs organiques de la MON (principalement les fractions humiques aromatiques) pour former des THM (chloroforme, bromodichlorométhane, dibromochlorométhane, bromoforme) et des HAA. Ces SPD sont réglementés en raison de leur potentiel cancérigène. Sites réactifs : Le chlore attaque préférentiellement les sites riches en électrons de la MON : cycles aromatiques activés, doubles liaisons conjuguées (absorbance UV à 254-280 nm). L'oxydation de ces sites réduit l'absorbance UV de la MON. La teneur en groupes carbonyles et carboxyliques est corrélée au potentiel de formation de THM. Facteurs influençant la formation de SPD : La formation augmente avec: (1) la concentration en précurseurs (COD, COT); (2) la dose de chlore et le temps de contact; (3) le pH (les THM sont favorisés à pH élevé, les HAA à pH faible); (4) la température; et (5) la présence de bromures (formation de bromo-SPD plus toxique). Brunissement et SPD : L'augmentation du COD et de l'aromaticité (SUVA) liée au brunissement se traduit directement par une augmentation du potentiel de formation de THM et HAA. Une eau source avec $\text{SUVA} > 4 \text{ L mg}^{-1} \text{ m}^{-1}$ a un potentiel de formation de THM significativement plus élevé qu'une eau à $\text{SUVA} < 2 \text{ L mg}^{-1} \text{ m}^{-1}$.	Ding et al. (2019)
Chloramines (NH_2Cl)	Mécanismes : Les chloramines (mono-, di-, trichloramine) sont formées par réaction du chlore avec l'ammonium. Elles sont des oxydants moins réactifs que le Cl_2 et produisent significativement moins de THM et HAA que la chloration directe. SPD spécifiques aux chloramines : Les chloramines réagissent avec la MON pour former des N-nitrosamines (notamment le NDMA : N-nitrosodiméthylamine), des halonitroméhanes et des haloacétonitriles, SPD émergents à fort potentiel génotoxique et cancérigène. Les précurseurs de ces SPD sont distincts de ceux des THM. Interaction avec la MON : Les composés azotés de la MON (acides aminés, peptides) sont les précurseurs privilégiés des N-nitrosamines. La fraction hydrophile de faible masse moléculaire, mal éliminée par coagulation, est souvent riche en ces précurseurs azotés.	Ding et al. (2019)
Dioxyde de chlore (ClO_2)	Mécanismes : Le ClO_2 est un oxydant sélectif qui réagit préférentiellement avec les phénols, amines aromatiques et autres composés aromatiques de la MON. Contrairement au chlore, il ne forme pas de THM ni de HAA en quantités significatives. SPD spécifique : La réaction du ClO_2 avec la MON génère du chlorite (ClO_2^-) et du chlorate (ClO_3^-), réglementés en raison de leur toxicité hématologique. La production de ces sous-produits augmente avec la teneur en MON aromatique. Avantages : Le ClO_2 est particulièrement efficace pour réduire les précurseurs de THM et l'odeur/goût liés aux phénols chlorés. Il est utilisé en préoxydation pour éviter la formation de chlorophénols lors de la chloration.	Ding et al. (2019)

2.6 Incidences des changements climatiques observées et prévues sur des paramètres clés du cycle de l'eau au sud du Québec

Le cycle de l'eau constitue un système dynamique reliant l'atmosphère, la biosphère et la lithosphère à travers une série d'échanges continues entre les réservoirs d'eau terrestre et atmosphérique. Ce cycle comprend principalement l'évaporation et l'évapotranspiration, la condensation, les précipitations, l'infiltration et le ruissellement de surface, ainsi que le stockage temporaire dans les nappes, les rivières, les lacs et les sols. Dans les régions tempérées du sud du Québec, ces processus sont fortement régis par le régime climatique saisonnier et les alternances gel-dégel qui influencent la redistribution de l'eau sous ses différentes formes (liquide, solide et gazeux). Les changements climatiques modifient le cycle à plusieurs niveaux, notamment en altérant la température de l'air et des eaux, l'intensité et la fréquence des précipitations, la durée de l'enneigement et l'évapotranspiration potentielle. Les composantes du cycle hydrologique sont susceptibles d'être perturbées par le réchauffement climatique. Ces transformations, déjà observées dans plusieurs régions du Québec méridional, annoncent des répercussions directes sur la disponibilité et la qualité de l'eau, ainsi que sur les flux de la MOD et de nutriments à l'échelle des bassins versants (Anderson et al., 2023; Creed et al., 2018; Kaushal et al., 2018; Swinamer et al., 2024; Xenopoulos et al., 2021).

Les composantes du cycle de l'eau, telles que la température, les précipitations et l'évapotranspiration, sont profondément perturbées par les changements climatiques. Ces composantes sont interdépendantes et agissent simultanément, de sorte que leurs effets peuvent se cumuler ou s'opposer. Ces effets varient selon l'échelle spatiale (du bassin versant au territoire régional) et temporelle (saisons, décennies), complexifiant la prévision des impacts hydrologiques futurs.

Ces altérations du cycle de l'eau influencent directement la vulnérabilité des prises d'eau potable. Les usines de traitement de l'eau potable ont été historiquement conçues selon le principe de stationnarité climatique, c'est-à-dire en supposant que les variables hydrologiques, comme les débits, les niveaux d'eau et la qualité, fluctuent à l'intérieur d'un intervalle de variabilité constant (Milly et al., 2008). Or, cette hypothèse est désormais compromise par les perturbations anthropiques (urbanisation, drainage, régulation des cours d'eau) et du changement climatique, qui

modifie la fréquence et l'intensité des précipitations extrême, l'évapotranspiration et les débits dans les rivières (Milly et al., 2008; Tan & Gan, 2015).

Selon Burn et al. (2010), les changements climatiques peuvent influencer les régimes hydrologiques de trois façons principales : 1) en augmentant ou réduisant l'intensité des événements, 2) en changeant le calendrier des événements extrêmes, et 3) en altérant les processus hydrologiques qui mènent à un événement extrême. Ces changements, en modifiant la qualité et la variabilité de l'eau, redéfinissent la fiabilité des sources d'eau et soulignent la nécessité d'adapter la conception et la gestion des usines de traitement de l'eau potable aux nouvelles réalités climatiques.

Dans ce contexte, il devient essentiel de comprendre comment les principales variables climatiques qui structurent le cycle de l'eau, notamment la température les précipitations et l'évapotranspiration, évoluent sous l'effet des changements climatiques. L'analyse de ces paramètres permet de caractériser les tendances observées et prévues au sud du Québec et d'en évaluer les répercussions potentielles sur les régimes hydrologiques, ainsi que sur la quantité, la composition et la réactivité de la MOD (Section 2.4). Ces modifications peuvent accentuer la vulnérabilité des prises d'eau potable et imposer des ajustements aux procédés de traitement (Section 2.5). Avant d'aborder ces paramètres, il importe de présenter brièvement la manière dont les projections climatiques sont établies. Les modèles climatiques régionaux et globaux permettent de simuler l'évolution des variables atmosphériques et hydrologiques sous différents scénarios d'émissions, offrant un cadre de référence pour évaluer les impacts futurs des changements climatiques.

2.6.1 Incertitudes des modélisations climatiques

Les émissions cumulées de dioxyde de carbone (CO₂) demeurent le principal facteur déterminant du climat futur. Ces émissions conditionnent l'ampleur du réchauffement moyen à la surface du globe vers la fin du 21^e siècle et à l'horizon. Leur évolution dépend de nombreux facteurs socio-économiques et technologiques, dont la croissance démographique, l'activité économique, les modes de consommation, la production et l'utilisation de l'énergie, ainsi que les politiques d'aménagement du territoire (GIEC, 2014).

Pour anticiper les trajectoires possibles du climat, le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) s'appuie sur les ensembles de simulations du Projet

d'intercomparaison de modèles couplés (CMPI), mis en place dès 1995. Ces ensembles permettent de comparer les résultats obtenus par différents modèles climatiques afin d'évaluer la cohérence et la robustesse des projections. Les versions successives du projet (CMIP3, CMIP5, CMIP6) ont intégré des avancées majeures dans la compréhension des processus atmosphériques, océaniques et terrestres, ainsi qu'une résolution spatiale accrue.

La 6^e phase du projet (CMIP6), utilisée pour le 6^e rapport d'évaluation du GIEC (AR6), repose désormais sur les trajectoires socio-économiques partagées (Shared Socio-economic Pathways, SSP). Ces scénarios décrivent des voies plausibles d'évolution des sociétés humaines et de leurs émissions de gaz à effet de serre (GES). Ils remplacent les anciens profils représentatifs d'évolution de concentration (RCP) du CMIP5. Les scénarios SSP combinent les tendances socio-économiques globales avec différents niveaux de forçage radiatif à l'horizon 2100. Par exemple, SSP1-2.6 correspond à un développement durable associé à une atténuation ambitieuse, tandis que SSP5-8.5 illustre un monde à forte croissance économique reposant sur les combustibles fossiles et une absence d'atténuation climatique.

Puisqu'il est impossible de déterminer avec certitude le scénario qui se réalisera, plusieurs combinaisons de modèles et de scénarios sont utilisées pour produire une plage de valeurs plausibles. Ces projections sont inévitablement associées à des incertitudes, qui peuvent être regroupées en trois grandes catégories (GIEC, 2014; OURANOS, 2015):

- (1) La variabilité naturelle du climat, qui reflète les fluctuations internes du système climatique indépendantes des forçages anthropiques.
- (2) Les incertitudes liées aux émissions futures de GES, dépendant des choix politiques, économiques et technologiques qui détermineront les trajectoires socio-économiques globales.
- (3) Les incertitudes structurelles des modèles climatiques, liées aux limites des connaissances scientifiques et à la représentation imparfaite des processus physiques, chimiques et biologiques dans les modèles numériques.

Ainsi, les projections climatiques doivent être interprétées comme des plages de probabilité plutôt que comme des valeurs uniques. Malgré ces incertitudes, la convergence des résultats entre les modèles et les scénarios atteste d'un signal clair, soit que le réchauffement du système climatique est sans équivoque et s'intensifie avec l'augmentation des émissions de GES.

Quant à l'exactitude relative des différents profils, le scénario RCP8.5, issu des ensembles antérieurs du CMIP5, demeure non seulement réaliste, mais aussi le plus probable sur les tendances observées jusqu'à l'horizon 2060 (Huard et al., 2022). Parmi les nouveaux scénarios, le SSP3-7.0 constitue celui qui se rapproche le plus du RCP8.5 en termes d'évolution des émissions et du forçage radiatif tandis que le SSP5-8.5 représente une trajectoire extrême considérée beaucoup trop chaude. Par ailleurs, le choix du scénario exerce une influence limitée à court terme, les différences entre les scénarios ne devenant perceptibles qu'après quelques décennies. Pour la température, l'influence du scénario se manifeste après environ 15 ans, tandis que pour les précipitations, les effets apparaissent beaucoup plus tardivement. Ainsi, l'échelle de la période allant jusqu'en 2050, les écarts entre scénarios demeurent souvent indiscernables (Huard et al., 2022).

2.6.2 Températures : les tendances projetées

Les températures constituent l'un des indicateurs les plus représentatifs du changement climatique, puisqu'elles traduisent directement l'intensité de l'effet de serre, contrairement à d'autres variables telles que les précipitations, les vents ou l'humidité (OURANOS, 2015). Plusieurs indices thermiques existent pour décrire les impacts des changements climatiques, calculés à partir des températures (moyennes, minimales et maximales) observées et projetées. Le Tableau 2.14 décrit brièvement les indices climatiques thermiques qui sont importants pour divers secteurs économiques du Québec (OURANOS, 2015, 2024).

Tableau 2.14 Indices thermiques d'intérêt dans divers secteurs économiques pour le Québec

Indices	Définitions
Longueur de la saison de croissance	La saison de croissances débute quand la température moyenne quotidienne est égale ou supérieure à 5°C pendant 6 jours consécutifs
Degrés-jours de croissance	L'écart, en degrés Celsius, entre la température moyenne quotidienne et une valeur de base de 5°C. Ces valeurs sont cumulées sur une base annuelle
Longueur de la saison de gel	Période entre le premier jour de gel, où la température moyenne quotidienne est sous 0°C et le dernier jour de gel, où la température quotidienne moyenne est au-dessus de 0°C.
Épisodes de gel/dégel	Une journée où la température moyenne quotidienne oscille sous et au-dessus de 0°C en 24 heures. Un événement est observé quand la température minimale de la journée est inférieure à 0°C et quand la température maximale est supérieure à 0°C.
Degrés-jours de climatisation	Cumul de degrés des températures moyennes quotidiennes supérieures à un seuil de 13°C (secteur industriel) ou 22°C (secteur résidentiel)

Tableau 2.15 Indices thermiques d'intérêt dans divers secteurs économiques pour le Québec (Suite)

Indices	Définitions
Degrés-jours de chauffage	Cumul de degrés des températures moyennes quotidiennes inférieures à un seuil de 15°C (secteur industriel) ou 18°C (secteur résidentiel).

Tendances projetées au sud du Québec

Entre 1950-2011, le sud du Québec a connu une variabilité saisonnière marquée, avec des températures moyennes saisonnières oscillant entre environ -8°C en hiver et 20°C en été (OURANOS, 2015). Sur cette période, une tendance à la hausse des températures a été observée, et persiste dans les projections à l'horizon futur, selon les scénarios d'émission de GES choisis (OURANOS, 2015). Les changements sont davantage notables à l'échelle des saisons, principalement en hiver, où l'augmentation des températures moyennes et minimales est plus élevée que les autres saisons (OURANOS, 2015; Sillmann et al., 2013).

À l'horizon 2050, en se basant sur les valeurs historiques de référence 1971 – 2000, les températures hivernales moyennes devraient augmenter de +1.8°C et +5.5°C, tandis que les températures d'été connaîtraient une hausse plus modérée, de +1.6°C à +4.5°C, selon le scénario d'émission de GES choisi (OURANOS, 2015). L'augmentation des températures minimales est particulièrement marquée, modifiant la durée et la période que couvre chacune des saisons. Par conséquent, la saison de croissance pourrait s'allonger de 14 à 32 jours, selon le scénario d'émission de GES (Audet et al., 2012).

L'étude de Sillmann et al. (2013) ont estimé, à partir d'un ensemble de simulations CMIP5, une hausse des températures maximales quotidiennes, soit les extrêmes chauds, de 3 à 5°C sous le scénario RCP 4.5 et de 4 à 7°C sous RCP8.5. De plus, une diminution des degrés-jours de chauffage et une augmentation des degrés-jours de climatisation sont attendues pour les villes de Québec et Montréal (Lafrance et al., 2016), reflétant la transition vers un climat plus chaud et énergétiquement exigeant.

La hausse des températures aura également pour effet d'accroître la fréquence et la sévérité des sécheresses (Seneviratne et al., 2012). Dans la littérature, trois types de sécheresses sont distingués : (1) la sécheresse météorologique, causée par un déficit de précipitations; (2) la

sécheresse du sol, liée aux précipitations et l'évapotranspiration; et (3) la sécheresse hydrologique, associées à une diminution du ruissellement et des niveaux des lacs et des réservoirs souterrains.

Impact sur l'environnement et la qualité de l'eau de surface

La température des rivières et des lacs tend à suivre celle de l'air, et son réchauffement influence directement la qualité de l'eau et les processus biogéochimiques, ainsi que pour la production d'eau potable, la pêche et les activités récréotouristiques. Une augmentation des températures des eaux de surface favorise l'accélération des réactions chimiques et les processus microbiens, augmentant les taux de croissance du phytoplancton, des macrophytes et des épiphytes (Wade et al., 2002; Whitehead & Hornberger, 1984).

Par conséquent, les eaux plus chaudes présentent souvent une diminution de l'oxygène dissous et une hausse de la demande biologique en oxygène, comme l'a montré une étude portant sur 27 rivières au Japon (Ozaki et al., 2003). Cette réduction de l'oxygène dissous, combinée à une intensification de l'activité biologique, accroît le risque d'eutrophisation, de prolifération algale et de déséquilibre trophique, compromettant la qualité de l'eau brute destinée à la production d'eau potable (Emelko et al., 2011).

2.6.3 Évapotranspiration: les tendances projetées

L'évapotranspiration constitue une composante essentielle du cycle de l'eau représentant l'ensemble des processus naturels par lesquels l'eau passe de l'état liquide à l'état gazeux sous l'effet de l'énergie solaire (Anctil et al., 2012). Ce terme englobe l'évaporation, qui correspond au passage de l'eau liquide à la vapeur à la surface des sols et des masses d'eau, et la transpiration, soit la vaporisation de l'eau absorbée par les plantes et relâchée dans l'atmosphère par les stomates foliaires. Ces processus dépendent de la température, de l'humidité du sol et des caractéristiques physiologiques de la végétation.

L'évapotranspiration augmente la teneur en vapeur d'eau dans l'atmosphère, pouvant conduire à un état de saturation au-delà duquel la condensation compense toute nouvelle évaporation. Ce phénomène est fortement contrôlé par la température, puisque l'air chaud peut contenir davantage de vapeur d'eau. Par conséquent, tout réchauffement de l'atmosphère amplifie le potentiel d'évaporation, modifiant la répartition de l'eau entre les compartiments du cycle hydrologique (Anctil et al., 2012).

Tendances projetées au Canada

La quantification de l'évapotranspiration dans un contexte de changements climatiques demeure complexe en raison des multiples facteurs environnementaux impliqués, tels que la phénologie des plantes, l'humidité du sol, la radiation solaire, la température, la pression et la vitesse du vent (Qu & Zhuang, 2019). Néanmoins, plusieurs études s'accordent pour dire que le potentiel d'évapotranspiration augmente avec l'augmentation des températures (Qu & Zhuang, 2019; Tam et al., 2018; Zhao & Dai, 2015).

De récentes études ont examiné les effets des changements climatiques sur le cycle de l'évapotranspiration afin d'estimer l'évolution de la disponibilité en eau au 21^e siècle (Qu & Zhuang, 2019; Tam et al., 2018). Ces travaux reposent principalement sur les simulations du CMIP5, utilisant les scénarios de faible émission (RCP2.6) et d'émission élevée (RCP8.5), tandis que Tam et al. (2018) a également considéré des scénarios d'émissions intermédiaires (RCP4.5 et RCP6.0). Les auteurs concluent que, pour l'Amérique du Nord, le scénario RCP2.6 est celui qui préserve le mieux les ressources en eau, en induisant des sécheresses modestes compatibles avec la conservation des sources d'eau potable.

Qu et Zhuang (2019) démontrent que le cycle de l'évapotranspiration dépend non seulement de la variabilité saisonnière des températures, mais également des changements climatiques. Par exemple, au Canada, l'évapotranspiration est faible en hiver en raison de la faible énergie disponible, des températures basses et de la conductance réduite des sols (Qu & Zhuang, 2019). Toutefois, les projections montrent une augmentation du potentiel d'évapotranspiration durant l'hiver dans la majorité des régions, cohérente avec le réchauffement des températures (Allard et al., 2010). Par conséquent, les débits journaliers d'une rivière en période hivernale peuvent être supérieurs à la période estivale (Anctil et al., 2012). Également, la prolongation de la saison de croissance observée dans les régions tempérées peut accentuer les pertes cumulatives d'eau par transpiration. Plusieurs études ont mis en évidence une augmentation de la durée de la période de végétation, liée à aux derniers gels printaniers plus précoces et à des gels automnaux plus tardifs, en Eurasie (Menzel et al., 2003; Semenov et al., 2006) et en Amérique du Nord (Feng & Hu, 2004; Robeson, 2002). Outre l'effet thermique, l'augmentation de CO₂ de l'atmosphère influence la physiologie végétale en modifiant la conductance stomatique et les échanges gazeux, ce qui peut temporairement atténuer l'évapotranspiration effective (Bates et al., 2008).

Indicateur et quantification des sécheresses

L'évapotranspiration est couramment utilisée pour évaluer la disponibilité de l'eau, définie comme la différence entre les précipitations et l'évapotranspiration. La sévérité des sécheresses peut être déterminée à partir de cette différence (Yang et al., 2020) à l'aide d'indices climatiques tels que l'Indice de Précipitation-Évapotranspiration standardisé (SPEI) (Vicente-Serrano et al., 2010). Le SPEI repose sur des concepts plus anciens :

- l'indice de sévérité des sécheresses de Palmer (PDSI) (Palmer, 1965), basé sur le bilan hydrique intégrant les précipitations antérieures, l'humidité du sol, le ruissellement et la demande évaporative;
- l'indice des précipitations standardisé (SPI) (McKee et al., 1993), qui permet une analyse multi-temporelle des précipitations.

Ces outils offrent une vision intégrée des interactions entre la température, l'humidité et la disponibilité en eau, permettant d'anticiper les impacts des changements climatiques sur les ressources hydriques. Toutefois, une limite importante réside dans le fait que ces indices utilisent l'évapotranspiration potentielle comme substitut de l'évaporation réelle. Cette approximation ne tient donc pas compte de la manière dont l'humidité du sol et de la végétation peuvent restreindre l'évapotranspiration et moduler le développement ultérieur d'une sécheresse, entraînant ainsi une surestimation possible de son intensité, particulièrement dans les projections climatiques futures (Bonsal et al., 2019).

2.6.4 Précipitations : les tendances projetées

La variabilité interannuelle des précipitations au sud du Québec se distingue par des précipitations plus abondantes durant la saison estivale, une particularité attribuée au passage de systèmes dépressionnaires qui traverse le Québec (Audet et al., 2012). À l'inverse, la saison hivernale est dominée par des anticyclones associés à des températures froides et à des conditions généralement stables. L'hiver constitue ainsi la période contribuant le moins aux précipitations annuelles totales (Audet et al., 2012).

L'influence des changements climatiques modifie ces régimes à l'échelle annuelle et saisonnière. La hausse généralisée des températures augmente la capacité de l'atmosphère à retenir la valeur d'eau (Anctil et al., 2012), favorisant un potentiel de précipitation plus élevé, bien que cette

capacité dépende aussi du transport d'air par les vents, qui permettent le renouvellement de l'air saturé par de l'air plus frais et moins humide (Ancil et al., 2012). Les précipitations peuvent être liquides ou solides, et leur proportion saisonnière joue un rôle majeur dans le bilan hydrique et les processus de ruissellement. Ce paramètre reste toutefois difficile à quantifier en raison de sa forte variabilité spatiale et temporelle.

Tendances sur les périodes historiques au sud du Québec

Les précipitations montrent une variabilité saisonnière marquée, plus élevée au printemps et plus stable en été (Audet et al., 2012). Sur la base des régimes observés, l'hiver ressemble davantage au printemps alors que l'automne est comparable à l'été. Plusieurs études scientifiques ont été menées afin d'établir les tendances historiques des précipitations afin d'en dégager les principales évolutions (Audet et al., 2012; OURANOS, 2015; Sillmann et al., 2013; Vincent & Mekis, 2006; Yagouti et al., 2008). Les tendances climatiques doivent être calculées sur des périodes historiques à long terme afin d'éliminer les variabilités naturelles décennales qui peuvent temporairement masquer la tendance à long terme (Audet et al., 2012).

Les analyses de longues séries temporelles confirment une tendance à la hausse de la hauteur annuelle totale des précipitations entre 1960 et 2005, sans modification significative des précipitations estivales (Allard et al., 2010; Vincent & Mekis, 2006; Yagouti et al., 2008). Ces résultats concordent avec les observations faites sur la 1900-2003, qui montrent une augmentation du nombre de jours avec précipitations, en particulier des nombres de jours de pluie, et une amplification de la pluie annuelle totale (Vincent & Mekis, 2006). En revanche, une diminution du cumul annuel de neige et du nombre de jours total annuel avec de la neige est constatée (Vincent & Mekis, 2006; Yagouti et al., 2008; Zhang et al., 2019), un constat cohérent avec la réduction des journées de gel hivernales (Yagouti et al., 2008). La tendance à la baisse des précipitations sous forme de neige en hiver et au printemps, accompagnée d'une diminution de la pluie estivale, peut amplifier la fréquence et la sévérité des sécheresses (Yagouti et al., 2008).

Une analyse des précipitations révèle une augmentation significative du nombre de jours de pluie abondante, bien que les indices de précipitations extrêmes montrent un changement variable selon les périodes (Vincent & Mekis, 2006). Pour une autre période d'observation, comprise entre 1950 et 2010, la quantité de précipitations provenant des jours pluvieux, soit des accumulations quotidiennes dépassant le 95^e percentile de la distribution locale, présente une tendance

significative à la hausse (OURANOS, 2015). Le cumul de précipitation sur cinq jours consécutifs à l'automne présente une tendance à la hausse, un indicateur de risque accru d'inondation (OURANOS, 2015), ce qui est en accord avec l'étude de Vincent et Mekis (2006) qui montre une tendance significative à la hausse du cumul total de pluie sur la période avril-octobre. Enfin la fonte des neiges, combinée à des précipitations plus concentrées, favorise l'érosion des sols

Tendances des températures projetées au sud du Québec

Les projections climatiques futures demeurent incertaines, notamment en raison de la forte variabilité naturelle du climat et des différences de sensibilité entre modèles (Bates et al., 2008). Cette incertitude se traduit par une certaine discordance entre les projections, notamment pour les cumuls de précipitations estivales et automnales, où certains modèles prévoient de faibles diminutions, tandis que d'autres anticipent de faibles augmentations. Malgré ces divergences, un consensus clair émerge quant à une hausse des précipitations hivernales et printanières sur l'ensemble du Québec (OURANOS, 2015). L'augmentation prévue des précipitations s'explique en partie par la grande capacité de l'air chaud à contenir la vapeur d'eau (Bates et al., 2008). Ce phénomène permet un plus grand volume d'eau transporté des tropiques vers les latitudes plus élevées, favorisant des précipitations plus abondantes sur le sud Québec. Cette région, déjà caractérisée par un climat humide, devrait donc connaître une hausse de la moyenne des précipitations (Allard et al., 2010; OURANOS, 2015).

À l'horizon 2050, selon trois scénarios d'émission de GES fondés sur la période historique 1961-1990, les modèles projettent une augmentation de précipitations hivernales de 8.6 % à 18.1 % et une hausse printanière de 4.4 % à 13.1 % (OURANOS, 2015). Toutefois, malgré cet accroissement des précipitations hivernales, une diminution du cumul de neige au sol est projetée à l'horizon 2050, en raison du raccourcissement de la saison froide, une tendance historique déjà observée.

Tendances des précipitations extrêmes au sud du Québec

Sous l'influence des changements climatiques, les études théoriques et les modèles climatiques projettent une intensification des épisodes de précipitations extrêmes (Bates et al., 2008). L'analyse du maximum annuel de précipitations cumulées sur différentes durées et périodes de retour constitue un indicateur clé pour évaluer ces tendances futures (OURANOS, 2015).

Selon les simulations de NARCCAP, toutes les régions du Québec devraient connaître une hausse de 10 à 22% de la quantité maximale annuelle de précipitations pour toutes les durées (6, 12, 24 et

120 heures) et toutes les périodes de retour (2, 5, 10 et 20 ans) entre 1971-2000 et 2050 (Mailhot et al., 2012). Des résultats similaires ont été obtenus par Kharin et al. (2013) à partir des projections CMIP5- RCP4.5, comparées à la période 1986-2005. Cette étude prévoit que les maximums annuels des précipitations quotidiennes augmenteraient de 10 % à 20 % pour une durée de 24 heures et une période de retour de 20 ans, projetés pour la période 2046-2065. Cette étude indique également une diminution des périodes de retour, signifiant que les pluies extrêmes surviendraient plus fréquemment, notamment celles associées à des événements rares (ex., période de retour de 50 ans) (Zhang et al., 2019). En d'autres termes, pour une même période de retour, les volumes de précipitations devraient augmenter selon le scénario utilisé.

Cette intensification des épisodes pluvieux extrêmes risque de surcharger les systèmes d'assainissement et les usines de traitement d'eau potable, en entraînant des épisodes de forte turbidité, ainsi qu'une augmentation des apports en nutriments et en agents pathogènes dans les eaux de surface (Bates et al., 2008).

2.6.5 Crues : les tendances projetées

Définition et formation des crues

Une crue est définie comme la montée significative du niveau de l'eau d'une rivière au-dessus des niveaux habituels observés (CEHQ, 2020), une définition largement acceptée en hydrologie. Au Québec, les crues surviennent principalement au printemps, lorsqu'une fonte des neiges abondantes, parfois combinées à des épisodes pluvieux, entraîne une augmentation rapide des débits (Clavet-Gaumont et al., 2013; Jalliffier-Verne et al., 2015). Une deuxième période importante de crues se manifeste à l'automne, généralement sous l'effet de pluies de longue durée et de la diminution de l'évapotranspiration liées à une végétation en dormance.

Outre la fonte des neiges et les précipitations prolongées, d'autres phénomènes peuvent également générer des crues. Parmi ceux-ci figure la rupture d'un barrage, des événements orageux intenses ou une réduction soudaine du débit causée par un embâcle ou un glissement de terrain (Bates et al., 2008). De manière générale, la formation d'une crue dépend d'un ensemble de facteurs, incluant l'intensité, le volume et la distribution temporelle des précipitations et de leur forme, ainsi que l'état antérieur du cours d'eau et de son bassin hydrographique (Bates et al., 2008). Sous un contexte de changements climatiques, les changements projetés de la température, des

précipitations et de l'évapotranspiration pourraient influencer tant la fréquence que l'intensité des crues futures.

Tendances observées sur les périodes historiques

Sur la plan saisonnier, les changements dans les écoulements fluviaux au Canada se caractérisent par des crues printanières plus précoces et une réduction des débits estivaux (Bonsal et al., 2019). L'analyse de données provenant de 68 stations de jaugeages réalisées par (Burn et al., 2010), couvrant des périodes de 50 ans (1957-2006) et de 40 ans (1967-2006), met en évidence des tendances similaires pour le sud du Québec. Dans cette région, l'intensité du débit maximal associé à la fonte des neiges tend à diminuer, tandis que le moment où ce débit est atteint se produit de plus en plus tôt dans l'année. Cette diminution d'ampleur des débits printaniers s'explique en grande partie par l'augmentation des températures hivernales et printanières, qui entraîne une fonte partielle ou précoce de la neige avant la crue principale du printemps (Burn et al., 2010).

Modélisation des crues et leur projection

À l'horizon 2050, devancement de la période de crue printanière est anticipé, ce qui entraînerait des apports hydriques plus élevés durant les mois de mars, d'avril et de mai (Allard et al., 2010). L'étude de Guay et al. (2015) confirme cette tendance et précise que le volume d'écoulement actuellement observé en avril pourrait se déplacer vers mars, réduisant d'autant la contribution hydrologique du mois d'avril. En conséquence, l'effet de la fonte des neiges deviendrait moins visible durant les mois de juin, juillet et août.

Les projections issues de plusieurs modèles climatiques CMIP5 indiquent également une précocité des crues printanières, avec un devancement estimé de 15 jours sous le scénario RCP4.5 et de 20 jours sous le scénario RCP8.5, en comparaison à la période de référence 1970-2000 (CEHQ, 2015). Pour la période hivernale, un apport hydrique plus important est également attendu à l'horizon 2050 (Allard et al., 2010), une tendance attribuée au réchauffement des températures hivernales et à une augmentation de la proportion de précipitations sous forme liquide. Malgré ces apports accrus, les débits maximums hivernaux pourraient diminuer jusqu'à 5 %, alors que l'écoulement fluvial moyen augmenterait (Burn et al., 2010; Guay et al., 2015).

À plus long terme, un réchauffement soutenu favoriserait une transition progressive des régimes hydrologiques dominés par la fonte des neiges vers des régimes davantage contrôlés par les pluies (Bonsal et al., 2019). Ainsi, les changements majeurs anticipés pour le sud du Québec en de crues

incluent : (1) un début précoce de la crue printanière; (2) des événements de fonte de neige moins marqués; (3) une augmentation des écoulements pluviaux; et (4) une transition vers un régime hydrologique dominé par les pluies.

Ces conclusions sont cohérentes avec l’atlas hydroclimatique du Québec méridional publié par le CEHQ (2018), qui projette des débits fluviaux selon les scénarios RCP4.5 et RCP8.5 aux horizons 2030, 2050 et 2080. Selon cet atlas, les débits hivernaux devraient augmenter, tandis qu’une diminution des débits estivaux est attendue pour les prochaines décennies.

2.6.6 Étiages : les tendances projetées

Définition et formation des étiages

Un étiage correspond au niveau minimal d’un cours d’eau atteint lors d’une période sèche (CEHQ, 2020). Un étiage se distingue d’une sécheresse, définie comme une période anormalement sèche suffisamment longue pour créer un déséquilibre hydrologique majeur (Bonsal et al., 2019). Au Québec, un étiage survient soit en hiver, immédiatement avant la fonte des neiges, influencé par la durée et l’intensité des températures hivernales, et en été, sous l’effet d’une évapotranspiration accrue. Ces deux événements sont systématiquement séparés par la crue printanière et résultent de processus hydrologiques différents (Waylen & Woo, 1987). L’étiage hivernal reflète les conditions thermiques hivernales, alors que l’étiage estival est dominé par les pertes d’eau par évapotranspiration et par un déficit d’humidité dans les sols.

Tendances observées sur les périodes historiques

Les analyses de Burn et al. (2010), basées sur 68 stations de jaugeage et couvrant 40 à 50 ans d’observations, mettent en évidence une tendance à la baisse des débits dans le sud du Québec. En période estivale, l’étiage montre une diminution progressive, attribuée notamment à une évapotranspiration plus élevée (Guay et al., 2015). Les étiages estivaux tendent également à devenir plus sévères et plus prolongés, un stress hydrique en partie expliqué par la hausse des températures estivales (Burn et al., 2010).

Modélisation des étiages et leur projection

Sous l’influence des changements climatiques, les étiages, qu’ils soient hivernaux ou estivaux, pourraient subir des changements (Burn et al., 2010). Le réchauffement prévu dans toutes les saisons favorise un accroissement de l’évapotranspiration, entraînant un assèchement plus rapide

des sols si aucune augmentation compensatoire des précipitations n'a lieu (Sheffield et al., 2012). L'intensité future des sécheresses estivales dépendra ainsi de la capacité des précipitations à compenser ces pertes hydriques (Bonsal et al., 2019).

Impact des étiages sur la qualité de l'eau

Les périodes d'étiages réduisent fortement la capacité de dilution des polluants, entraînant une augmentation des concentrations nutriments, contaminants ou agents pathogènes dans les cours d'eau (Allard et al., 2010; Cunderlik & Simonovic, 2005; Jalliffier-Verne et al., 2015). L'intensification des étiages sous climats plus chauds pose ainsi des enjeux majeurs pour la qualité de l'eau et la gestion des sources destinées à la production d'eau potable (Bates et al., 2008).

2.6.7 Feux de forêt

Le Québec se divise en trois grandes zones bioclimatiques se distinguant par leurs caractéristiques biologiques et climatiques relativement homogènes (Figure 2.10 **Error! Reference source not found.**), lesquelles influencent le type de végétations dominantes.

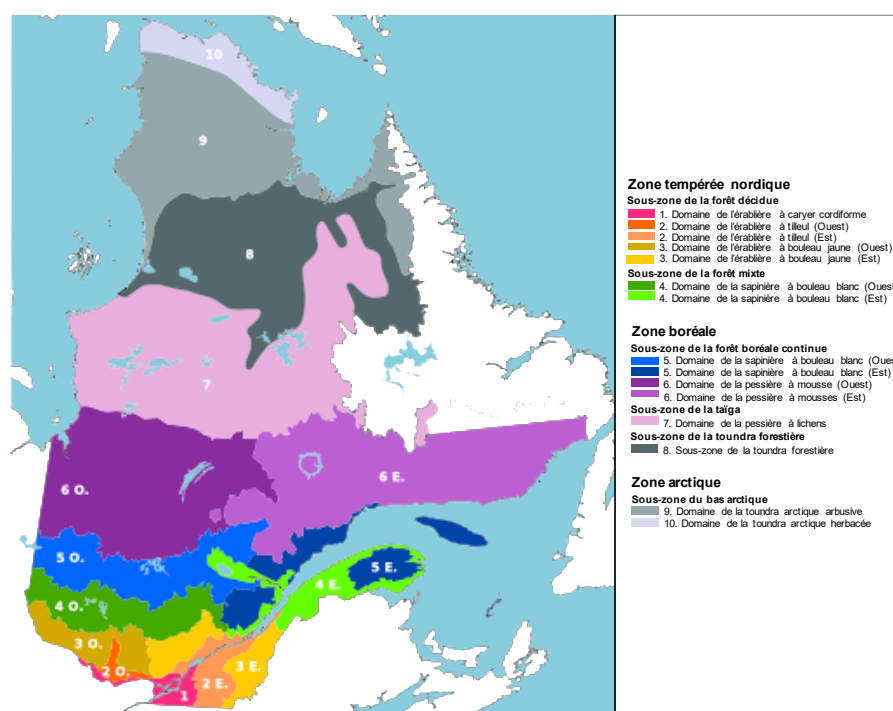


Figure 2.10 Zones, sous-zones de végétation et domaines bioclimatiques au Québec

Du sud vers le nord, on distingue la zone tempérée, dominée par des arbres feuillus; la zone boréale, dominée par des conifères; et la zone arctique. La zone tempérée se compose principalement de

forêts feuillues dominées par l'érable à sucre et de forêts mixtes associant conifères (épinette blanche, sapin de baumier) et feuillus (bouleau jaune). Plus au nord, la forêt boréale se caractérise par des conifères tels que l'épinette noire et le sapin baumier, accompagnés de feuillus pionniers comme le peuplier faux-tremble et le bouleau blanc. Cette zone cède graduellement la place à la taïga, dominée par les conifères clairsemés sur un tapis de lichens, puis à la toundra forestière composée d'arbustes et de lichens. Enfin la zone arctique se limite à une végétation herbacée et lichénique adaptée aux conditions extrêmes.

Ce gradient des zones forestières s'inscrit dans un continuum climatique marqué par un refroidissement progressif du sud au nord, influençant ainsi le fonctionnement écosystémique, gouverné par le climat, au sein de chacune de ces grandes zones. Le Québec présente également un gradient de précipitations d'ouest en est et du nord au sud, suivant une baisse régulière des précipitations sur une même latitude, d'est en ouest, et une décroissance des précipitations totales annuelles du nord au sud. Combiné à la température, ces conditions façonnent la distribution des espèces et la structure des forêts. Dans la zone tempérée, trois domaines bioclimatiques se succèdent du sud vers le nord : l'érablière caryer cordiforme, l'érablière à tilleul et l'érablière à bouleau jaune. Les sols à humidité moyenne sont dominés par les érablières, alors que les sols plus secs abritent les chênes et les pins (Gagnon, 2004). En plus d'impacter la végétation, le climat agit indirectement sur la fréquence et le type de perturbation naturelle que subit un écosystème forestier (Gagnon, 2004). Sur la plan spatial, l'Outaouais, recevant moins de 1000 mm de précipitations annuelles, présente un climat plus sec (continental) favorisant une plus grande fréquence de feux. En Gaspésie, où le climat est plus humide (maritime), les feux de forêt sont plus rares, mais lorsqu'ils surviennent, leur intensité est élevée, car les conditions favorables à la croissance forestière engendrent une biomasse combustible importante. Cette région se distingue également par une abondance accrue de chêne rouge, de pin blanc et de pin rouge, contrairement à la partie est.

Régime naturel des feux de forêt au Canada

Trois grands types de régimes de perturbations caractérisent les forêts. Le premier, celui des trouées naturelles, correspond à la chute d'arbres isolés créant de petites ouvertures. Le second, dit de perturbation partielle, regroupe les chablis partiels et les tempêtes de verglas, qui affectent rarement plus de 50 ha et surviennent à des intervalles de 100 à 200 ans. Enfin, le troisième est celui des

perturbations majeures, incluant les feux de forêt et les chablis totaux, pouvant couvrir de 1 à 1000 ha, mais se produisant rarement (Doyon & Bouffard, 2009). Les feux de forêt peuvent être classés en trois catégories, soit les feux de sol, brûlant la couche organique, les feux de surface, affectant les plantes, les arbustes et les bases des troncs, et les feux de cimes, brûlant les couronnes des arbres (Shakesby & Doerr, 2006).

Les feux de forêt constituent une perturbation naturelle essentielle au maintien et au renouvellement des écosystèmes forestiers (Larsen et al., 2009), contribuant au maintien des activités récréatives, telles que le tourisme et la chasse (Adams, 2013; Pausas & Keeley, 2019; Sil et al., 2019). La fréquence et l'intensité varient selon les zones écologiques. Dans les forêts feuillues tempérées, ils représentent une perturbation secondaire, tandis qu'en forêt boréale, ils dominent largement le régime de perturbation naturelle (Doyon & Bouffard, 2009).

Le cycle des feux tend à s'allonger d'ouest en est, où les espèces vulnérables comme le pin gris, fortement liées aux incendies, deviennent progressivement moins abondantes vers l'est, alors que le sapin suit la tendance inverse. Les feux de forêt sont influencés par quatre grands facteurs : le climat, le combustible, les agents d'allumage et les humains (Flannigan et al., 2005; Jolly et al., 2015). Parmi ceux-ci, le climat joue un rôle prédominant qui influence les feux forêt. Sous l'effet des changements climatiques, l'équilibre entre les forêts et le climat se modifie, entraînant une rupture dans la dynamique naturelle des perturbations, notamment des incendies (Allard et al., 2010). Les conditions météorologiques, telles que la température, l'humidité relative, les précipitations et le vent, déterminent directement le taux de croissance et la propagation du feu (Jolly et al., 2015). À plus long terme, la superficie brûlée dépend d'un ensemble de facteurs complexe : topographie, fragmentation du paysage, caractéristiques du combustible, latitude, politiques d'intervention, accessibilité, simultanéité des feux et efficacité de la lutte (Flannigan et al., 2005).

Outils de surveillance et indices de danger d'incendie

La gestion des feux de forêt au Québec relève du Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP), dont le mandat est d'assurer la protection durable des ressources forestières contre l'incendie. Depuis 1994, une partie des responsabilités opérationnelles est confiée à la Société de protection des forêts contre le feu (SOPFEU), chargée notamment de la prévention des feux de cause humaine ainsi que de la détection et de l'extinction des feux de forêt au Québec. Le territoire

québécois est divisé en deux zones de protection, soit la zone de protection intensive, située au sud, où chaque feu doit être combattu dès sa détection, et la zone nordique, en périphérie. Dans la zone intensive, une politique d'exclusion du feu et un programme de prévention des feux de cause humaine sont en vigueur.

La majorité des incendies survient au printemps et l'automne, lorsque les combustibles forestiers sont secs (SOPFEU, 2020). Le danger d'incendie diminue à mesure que le feuillage s'installe et augmente à la chute des feuilles. Pour évaluer le risque, la SOPFEU utilise l'Indice Forêt-Météo (IFM), calculé à partir des conditions météorologiques récentes, des prévisions et de l'historique des feux. Cet indice tient compte de la température, de l'humidité relative, du vent et des précipitations, permettant d'estimer la probabilité d'allumage et le comportement potentiel d'un feu (SOPFEU, 2020). L'IFM repose sur six sous-indices :

- Indice du combustible léger (ICL) : potentiel d'allumage du combustible se trouvant à la surface du sol (brindilles, feuilles mortes).
- Indice de l'humus (IH) : humidité de la première couche de sol (environ 5 cm) influençant la profondeur du feu.
- Indice de sécheresse (IS) : mesure de la sécheresse du sol sous-jacent; plus la valeur est plus le feu peut s'enfouir et devenir difficile à éteindre.
- Indice de propagation initiale (IPI) : vitesse prévue de propagation, tenant compte du vent et de l'ICL.
- Indice du combustible disponible (ICD) : combinaison de l'IH et de l'IS, reflétant l'intensité potentielle du feu.
- Indice Forêt-Météo (IFM) : combinaison finale de l'IPI et de l'ICD; plus il est élevé, plus le feu est difficile à contrôler et plus le risque de conflagration augmente.

Importance des forêts et tendances sous changements climatiques

Les écosystèmes forestiers en santé jouent un rôle essentiel dans la production d'une eau de qualité (Bladon et al., 2014; Dudley & Stolton, 2003), contribuant à la protection de la santé publique, à la réduction des coûts de traitement et à la protection des infrastructures (Bladon et al., 2014; CCME, 2004). Les forêts s'intègrent dans l'approche à barrières multiples visant à réduire les risques de contamination des sources d'eau potable (CCME, 2004; Dudley & Stolton, 2003). Toutefois, les feux de forêt et les activités d'exploitation forestière représentent des menaces

majeures pour cette fonction écologique (Bladon et al., 2014). Bien que les feux de forêt jouent un rôle naturel dans la régénération, la reproduction et la croissance des écosystèmes (Larsen et al., 2009), les feux de forêt de grande intensité contaminent les cours d'eau, modifient les processus hydrologiques et compromettent le fonctionnement des installations de traitement de l'eau potable (Bladon et al., 2014; Robinne et al., 2019; Robinne et al., 2020).

Au cours des deux dernières décennies, une augmentation mondiale du nombre de feux de forêt a été observée, particulièrement au Canada (Jain et al., 2024; Jolly et al., 2015; Jones et al., 2024). Sous l'influence des changements climatiques, cette tendance pourrait s'intensifier, stimulée par l'allongement de la saison de croissance et l'augmentation de l'occurrence de la foudre (Bladon et al., 2014; Jolly et al., 2015; Wotton & Flannigan, 1993).

Les projections de Bergeron et al. (2004) suggèrent que la fréquence des feux au Québec demeurerait stable ou diminuerait, en raison d'une hausse des précipitations compensant la hausse des températures estivales. Leur analyse repose sur l'étude historique des feux de 18 sites répartis dans des écozones définies par le *Cadre écologique national pour le Canada* (Ecological Stratification Working Group, 1996). Ces unités écologiques, définies à l'échelle régionale selon les interactions entre climat, végétation, sols, géologie, physiographie et activités humaines. Étant donné la grande superficie de l'écozone recouvrant le sud du Québec et qu'une faible proportion (5 sites) a été étudiée à l'intérieur de celui-ci, la portée statistique de la conclusion est limitée. De plus, les effets des changements climatiques varient fortement d'une région à l'autre au sein d'une même écozone, complexifiant la généralisation des résultats (Bergeron et al., 2004). La combinaison de températures plus chaudes, de sécheresses accrues et d'orages plus fréquents devrait favoriser l'allumage et la propagation des feux (Bladon et al., 2014; Flannigan et al., 2005; Loiselle et al., 2020).

Flannigan et al. (2005) ont simulé les superficies brûlées futures à l'aide de modèles climatiques historiques (MCCG1) selon un scénario d'augmentation annuelle de 1% de CO₂. Les résultats montrent une augmentation moyenne de 1.63 fois de la superficie brûlée au sud du Québec d'ici 2100, par rapport à la période historique 1975-1995. Cependant, plusieurs limitations subsistent, comme le nombre d'ignitions maintenu constant alors qu'il devrait augmenter sous l'effet combiné de la sécheresse et de la foudre (Flannigan & Harrington, 1988), les feux d'origine humaine pourraient croître de 18% d'ici 2020-2040 (Wotton et al., 2003), et le modèle ne prend pas en

compte l'allongement attendu de la saison des feux, qui pourrait débiter plus tôt et s'achever plus tard (Wotton & Flannigan, 1993).

Par ailleurs, les simulations basées sur les écozones présentent une limite importante. L'hypothèse d'homogénéité environnementale interne ne reflète pas la variabilité spatiale réelle du régime de feu. Pour pallier cette limite, Boulanger et al. (2014) ont défini des zones de régime de feu homogènes et ont modélisé l'activité future à l'aide de la régression multivariée par spline adaptative (MARS). Cette approche, conciliant la distribution écologique de la végétation et la variabilité spatiale des régimes de feu, offre une représentation plus précise du comportement futur des incendies. Leurs résultats prévoient une augmentation progressive de la superficie brûlée au sud du Québec pour les trois périodes analysées : 2011-2040, 2041-2070 et 2071-2100.

Ainsi, bien que certaines régions puissent temporairement connaître une stabilité du régime de feu grâce à une hausse des précipitations, la tendance globale suggère une intensification des feux de forêt à long terme sous l'effet conjugué du réchauffement, des sécheresses et de la variabilité accrue des précipitations. Ces transformations pourraient à terme modifier profondément le rôle des forêts dans la protection de la ressource en eau, accentuant la vulnérabilité des écosystèmes et des prises d'eau potable face aux extrêmes climatiques.

Impacts des feux de forêt sur l'environnement et la qualité de l'eau

La sévérité d'un feu de forêt se mesure selon ses impacts sur les composantes physiques, chimiques et biologiques des sols (Neary et al., 1999). Ces altérations modifient ensuite les processus hydrologiques clés, l'interception (Wine & Cadol, 2016), infiltration (Ebel & Moody, 2017), évapotranspiration (Poon & Kinoshita, 2018), et stockage de l'eau (Hallema et al., 2018), ce qui influence la réponse hydrologique globale du bassin versant. Le risque pour la qualité des eaux de surface dépend de la probabilité d'occurrence des feux de forêt, de la probabilité et de l'intensité des pluies post-feu, des événements pluvieux, ainsi que de la vulnérabilité des pentes à une érosion ou un glissement de terrain (Langhans et al., 2016). Ces interactions contrôlent la réponse hydrologique et la concentration de nutriments et de sédiments dans les eaux de ruissellement (Bladon et al., 2014; Loiselle et al., 2020; Robinne et al., 2019).

Les feux de forêt entraînent des transformations profondes des propriétés physiques, mécaniques et chimiques du sol, menant à une diminution du taux d'infiltration et à une augmentation du ruissellement de surface (Balfour et al., 2014; Ebel & Moody, 2017). Sur le plan physique,

plusieurs processus concourent à cette perte de perméabilité, comme l'imperméabilisation du sol (Larsen et al., 2009), le colmatage du sol par des particules de cendres (Woods & Balfour, 2010), la réduction de la structure du sol (Certini, 2005) et la formation d'une croûte de cendre à la surface du sol (Balfour et al., 2014). Ces modifications altèrent la capacité du sol à absorber et filtrer l'eau, rendant la surface plus sujette au ruissellement. Or, l'infiltration constitue un processus clé du cycle hydrologique, puisqu'elle régule la proportion d'eau qui pénètre dans le sol et limite ainsi les volumes ruisselés lors des pluies ou de la fonte des neiges, réduisant le risque d'inondation.

Sur le plan chimique, les feux de forêt modifient la quantité de la matière organique et des nutriments présents dans le sol. La matière organique, troisième plus grand réservoir de carbone terrestre, constitue un élément essentiel contribuant à la durabilité d'un écosystème. La destruction de la matière organique par le feu (Certini, 2005) augmente le potentiel d'érosion, diminue la capacité du sol à réguler sa température et affecte la source de nutriments facilement minéralisables (Neary et al., 1999). Ces pertes de nutriments, essentiels à la productivité d'un écosystème (Verma & Jayakumar, 2012), dépendent de la sévérité du feu et se produisent par volatilisation, dépôt et convection des cendres, minéralisation, érosion, ruissellements et lessivage (Neary et al., 1999; Verma & Jayakumar, 2012).

Ces modifications physiques et chimiques, combinées à la réduction de l'interception par la canopée et de l'évapotranspiration, se traduisent par une augmentation du ruissellement, de l'érosion et du transport de sédiments et de nutriments vers les eaux de surface, sous forme dissoute ou en fine particule (Emmerton et al., 2020; Langhans et al., 2016; Loisel et al., 2020). Le ruissellement est causé par trois grandes catégories dominantes d'écoulement, soit le débit de base, la période de fonte des neiges et les débits causés par des événements pluvieux (Emelko et al., 2011).

Les feux de forêt induisent des changements hydrologiques et géomorphologiques considérables qui menacent à la fois le fonctionnement des écosystèmes aquatiques (Barnes et al., 2009; Bladon et al., 2014; Emmerton et al., 2020) et la fiabilité de l'approvisionnement en eau potable sur le plan quantitatif et qualitatif (Bladon et al., 2014; Robinne et al., 2019; Robinne et al., 2020; Shakesby & Doerr, 2006). Les concentrations de contaminants, de nutriments et d'éléments traces peuvent excéder la capacité des usines de traitement, entraînant des dépassements des seuils réglementaires (Barnes et al., 2009; Langhans et al., 2016). L'apparition de nouveaux contaminants, non pris en

charge par les procédés existants, accentue ces difficultés (Barnes et al., 2009). Ces perturbations se traduisent par une hausse des coûts de traitement à court, moyen et long termes et des modifications réglementaires sont nécessaires (Barnes et al., 2009; Bladon et al., 2014; Robinne et al., 2019). Une compréhension fine des processus biogéochimiques et physique à l'échelle du bassin versant demeure essentielle pour évaluer et réduire ces risques (Loiselle et al., 2020). Toutefois, dans une large rivière, la superficie de drainage peut aider à réduire la concentration des polluants par mélange latéral, par dilution et par dispersion (Dorner et al., 2006; Emmerton et al., 2020).

À la suite du feu de forêt de 2016 à Fort McMurray, Emmerton et al. (2020) ont observé une hausse de 1.2 à 10 fois des concentrations en sédiments, nutriments (P et N), et métaux dans les régions brûlées, particulièrement après des précipitations supérieures à 10 mm. De même, Son et al. (2015) ont constaté, après le feu de forêt du Colorado en 2012, une augmentation marquée des concentrations totales de N et P en aval du site brûlé sur un tronçon de 10 km. Dans la même région, Kampf et al. (2016) ont démontré que l'intensité des pluies post-feu constitue le principal facteur de contrôle de l'érosion à l'échelle des pentes et de la modification du canal à l'échelle du bassin versant. Leur étude, menée un an après le feu, met en lumière la persistance des perturbations hydrologiques plusieurs mois après le feu.

CHAPITRE 3 OBJECTIFS ET MÉTHODOLOGIE

3.1 Lacunes dans la littérature et la pratique

À partir de la revue de littérature présentée au CHAPITRE 2, plusieurs lacunes ont été identifiées entre les connaissances existantes, les cadres réglementaires et les pratiques opérationnelles en matière de protection des sources d'eau potable. Les objectifs de la thèse ont été définis en vue de contribuer à combler ces lacunes dans les connaissances existantes.

(A) Manque d'intégration des changements climatiques dans l'évaluation de la vulnérabilité des prises d'eau potable de surface au Québec : Depuis l'adoption du *Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection* en 2014, les responsables des prélèvements d'eau potable au Québec sont tenus de réaliser une analyse de la vulnérabilité de leur site de prélèvement. Le *Guide de réalisation des analyses de vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable* fournit un cadre méthodologique visant à identifier les pressions susceptibles d'affecter la qualité de l'eau brute, notamment en lien avec l'occupation du territoire, les sources potentielles de contamination et certaines activités anthropiques. Toutefois ces cadres reposent principalement sur une approche statique, fondée sur des conditions historiques ou actuelles, et ne considèrent pas explicitement les pressions émergentes associées aux changements climatiques. En particulier, les feux de forêt, dont la fréquence et la sévérité augmentent dans plusieurs régions du monde (Abram et al., 2021; Cordero et al., 2024; European Commission et al., 2024; Lee et al., 2022; Pelletier et al., 2024), ne sont pas intégrés comme facteur de vulnérabilité dans les analyses de vulnérabilité des prises d'eau potable. Or, la littérature montre que les feux de forêt peuvent compromettre l'intégrité du traitement de l'eau potable et la capacité à produire une eau potable de qualité (Emelko et al., 2011; Robinne et al., 2021; Smith et al., 2011; Writer et al., 2014). Cette lacune limite la capacité des analyses de vulnérabilité actuelles à anticiper les pressions futures pour les prises d'eau potable de surface et à soutenir une gestion proactive des sources dans un contexte de changements climatiques.

(B) Emphase des cadres existants sur l'aléa des feux de forêt : Plusieurs travaux ont proposé des cadres ou des indices spatiaux pour évaluer les risques associés aux feux de forêt pour l'approvisionnement en eau potable (Robichaud & Padowski, 2023; Robinne et al., 2018; Robinne et al., 2019). Ces cadres reposent toutefois sur des structures complexes ou des données peu accessibles, limitant leur applicabilité rapide et leur transférabilité. De plus, l'accent est mis sur

l'aléa des feux de forêt, sans intégrer explicitement les réponses hydrologiques post-feu qui influencent directement le transfert de contaminants vers les prises d'eau potable.

(C) Manque de connaissances sur la dynamique de la MOD associée au mélange de masses d'eau possédant des propriétés physicochimiques contrastées : La dynamique de la MOD a été largement étudiée dans des bassins versants de tailles variées, couvrant une diversité de contextes climatiques, hydrologiques et d'occupation du territoire. Ces travaux ont montré que la dynamique de la MOD est fortement dépendante du contexte environnemental, ce qui limite la transférabilité directe des résultats d'un système à un autre. Dans ce cadre, les systèmes fluviaux caractérisés par le mélange de masses d'eau majeures aux propriétés physicochimiques contrastées demeurent peu documentés. Le mélange de masses d'eau contrastées peut entraîner des variations simultanées au niveau de la quantité et de la qualité de la MOD, susceptibles d'avoir des implications directes pour le traitement de l'eau potable. À notre connaissance à ce jour, aucune étude ne s'est concentrée sur la dynamique de la MOD associée au mélange entre la rivière des Outaouais et le fleuve Saint-Laurent. Ce système représente un élément important puisqu'il constitue une source d'approvisionnement en eau potable. Une meilleure compréhension de la dynamique actuelle de la MOD représente un préalable essentiel pour anticiper les pressions associées aux changements climatiques et renforcer la résilience des usines de traitement de l'eau potable.

(D) Manque de connaissances sur les interactions entre la MOD et la communauté du phytoplancton dans un système majoritairement de source allochtone : Les interactions entre la MOD et la dynamique du phytoplancton ont surtout été étudiées dans des systèmes caractérisés par une forte production autochtone (Ai et al., 2024; Liu et al., 2024; Liu et al., 2021; Wen et al., 2022; Xiang et al., 2023). Ces travaux se concentrent principalement sur les périodes de prolifération d'algues, en particulier dans les lacs et les environnements eutrophes. En revanche, les systèmes fluviaux dominés par des apports de MOD allochtone demeurent peu étudiés sous cet angle. Dans ces environnements, la production autochtone relativement faible et les proliférations d'algues sont absentes ou très limitées. Une meilleure compréhension de ces interactions est nécessaire pour interpréter la variabilité de la MOD et ses implications pour la qualité de l'eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable.

(E) Absence d'outils prédictifs intégrant explicitement le mélange de masses d'eau pour anticiper la qualité de l'eau brute aux prises d'eau potable : Un modèle fondé sur l'apprentissage automatique a récemment été développé afin de prédire la turbidité de l'eau

clarifiée à partir de paramètres physicochimiques mesurés en continu à l'entrée de l'usine de traitement de Pointe-Claire (Jakovljevic et al., 2024). Située dans une zone de mélange entre deux masses d'eau, cette usine repose sur la turbidité comme indicateur opérationnel du traitement. La MOD joue toutefois un rôle central dans la performance des procédés. Il demeure donc essentiel de disposer d'informations sur la dynamique de la MOD à l'eau brute, en amont du traitement. Ces informations permettent d'anticiper les variations de la MOD à l'entrée de l'usine et d'explorer les relations entre la dynamique de la MOD et les processus hydrologiques amont qui la structurent.

(F) Absence d'intégration explicite du mélange des masses d'eau contributives dans les outils prédictifs de la qualité de l'eau brute : Dans les systèmes fluviaux alimentant des prises d'eau potable situées en zone de confluence, la qualité de l'eau brute résulte du mélange variable de masses d'eau, dont les propriétés physicochimiques peuvent différer. Toutefois, les outils prédictifs existants ne mobilisent pas une représentation explicite de ce mélange. Cette absence limite la capacité à relier les variations observées de la MOD à des processus hydrologiques amont identifiés. L'intégration explicite du mélange des masses d'eau apparaît ainsi nécessaire pour améliorer l'anticipation des variations de la MOD et renforcer la performance du traitement de l'eau potable.

3.2 Objectifs de recherche

L'objectif général de cette thèse est d'**analyser les effets de perturbations climatiques sur la dynamique de la matière organique naturelle dans les sources d'eau potable de surface au Québec, afin de contribuer à la protection de ces sources et à la résilience de leur traitement.** Dans un contexte de changements climatiques, cet objectif repose sur une meilleure compréhension de la variabilité de la qualité de l'eau brute comme levier pour anticiper les pressions sur les procédés de traitement et soutenir une gestion proactive du territoire. Afin de répondre à cet objectif, cette thèse se concentre sur trois objectifs spécifiques présentés au Tableau 3.1, qui décrit également les questions de recherche associées et leur originalité. Le Tableau 3.2 présente l'ensemble des questions de recherche abordées dans les différentes sections de la thèse.

Tableau 3.1 Objectifs spécifiques et hypothèses de recherche

Objectif spécifique	Sous-Objectif	Lacune	Questions de recherche	Contribution et nouveauté
O1. Développer une méthodologie simple, rapide et applicable à grande échelle pour évaluer la vulnérabilité des prises d'eau potable de surface face à la contamination par ruissellement associée aux feux de forêt.	O1.1. Identifier et structurer les facteurs environnementaux et hydrologiques contrôlant le transfert de contaminants post-feu vers les eaux de surface.	(A) (B)	• Dans quelle mesure les caractéristiques environnementales et hydrologiques des sous-bassins contrôlent-elles le transfert de contaminants vers les prises d'eau potable à la suite d'un feu de forêt? • Un indice spatial fondé sur des données accessibles à l'échelle provinciale permet-il de discriminer et de prioriser les sous-bassins selon leur potentiel de contamination post-feu des prises d'eau potable? • Comment le rôle des milieux forestiers dans la vulnérabilité des prises d'eau potable évolue-t-il lorsqu'on considère simultanément leur fonction de protection de la qualité de l'eau et leur susceptibilité aux perturbations par le feu? • Dans quelle mesure l'intégration des projections climatiques modifie-t-elle la hiérarchisation des sous-bassins susceptibles à la contamination post-feu des prises d'eau potable?	• Intégration des changements climatiques dans une évaluation opérationnelle de la vulnérabilité des prises d'eau potable de surface. Ces facteurs ne sont actuellement pas pris en considération dans le cadre d'analyse de vulnérabilité utilisée au Québec. • Utilisation de données ouvertes et géoréférencées, permettant une évaluation rapide, reproductible et applicable à grande échelle sans recours à des modèles complexes. • Intégration des forêts sans les considérer comme une entité intrinsèquement défavorable, en distinguant leurs bénéfices pour la qualité de l'eau brute et leur rôle potentiel dans la génération de pressions post-feu.
	O1.2. Développer un indice spatial de vulnérabilité intégrant le régime de feux de forêt et les conditions hydrologiques post-feu à l'échelle des bassins versants contributifs.			
	O1.3. Intégrer les forêts dans l'évaluation de la vulnérabilité en considérant simultanément leurs fonctions de protection des sources d'eau et leur pression			
	O1.4. Évaluer la capacité de l'indice à discriminer et prioriser les bassins versants contributifs selon leur potentielle de contamination post-feu des prises d'eau potable			

Tableau 3.1 Objectifs spécifiques et hypothèses de recherche (suite)

Objectif principal	Objectif spécifique	Lacune	Questions de recherche	Contribution et nouveauté
O2. Déterminer la dynamique spatio-temporelle de la MOD dans la partie inférieure de la rivière des Outaouais, incluant la zone de mélange avec le fleuve Saint-Laurent, durant la période de fonte des neiges et la saison de croissance.	O2.1. Déterminer les mécanismes dominants structurant la variabilité spatio-temporelle de la MOD	(C) (D) (E)	- Quels mécanismes dominent la dynamique spatio-temporelle de la MOD dans la partie inférieure de la rivière des Outaouais, et dans quelle mesure ces mécanismes diffèrent-ils entre la fonte des neiges et la saison de croissance? - Dans quelle mesure le mélange des masses d'eau de la rivière des Outaouais et du fleuve Saint-Laurent modifie-t-il la quantité et la qualité de la MOD à la prise d'eau potable de Pointe-Claire? - La dynamique du phytoplancton dans la rivière des Outaouais est-elle davantage régulée par les apports de MOD d'origine terrestre et le régime hydrologique que par la production autochtone?	- Documenter la dynamique de la MOD dans une zone de mélange entre deux grandes masses d'eau fluviales aux propriétés physicochimiques contrastées, un contexte encore peu étudié malgré son importance pour l'approvisionnement en eau potable. - Explorer les relations entre la dynamique de la MOD et la structure de la communauté du phytoplancton dans un système fluvial dominé par des apports allochtones et caractérisé par l'absence de proliférations.
	O2.2. Évaluer l'influence du mélange des masses d'eau de la rivière des Outaouais et du fleuve Saint-Laurent sur la dynamique de la MOD.			
	O2.3. Examiner les relations entre la dynamique de la MOD et la structure de la communauté du phytoplancton.			

Tableau 3.1 Objectifs spécifiques et hypothèses de recherche (suite)

Objectif principal	Objectif spécifique	Lacune	Questions de recherche	Contribution et nouveauté
O3. Développer un cadre prédictif de la variabilité du COT à l'entrée de l'usine de traitement d'eau potable de Pointe-Claire en fonction de la dynamique de mélange des eaux de la rivière des Outaouais et de fleuve Saint-Laurent.	O3.1. Identifier les variables hydrologiques et physicochimiques qui caractérisent la contribution relative des masses d'eau de la rivière des Outaouais et du fleuve Saint-Laurent à l'entrée de l'usine de traitement à Pointe-Claire.	(E) (F)	• Quelles variables hydrologiques et physicochimiques caractérisent le mieux la contribution relative des eaux de la rivière des Outaouais et du fleuve Saint-Laurent à l'entrée de l'usine de Pointe-Claire? • Dans quelle mesure les conditions de débit des deux rivières gouvernent-elles la dynamique saisonnière du mélange des masses d'eau et ses transitions à la prise d'eau potable de Pointe-Claire? • Est-il possible de prédire la variabilité du COT à la prise d'eau potable à partir de variables hydroclimatiques accessibles, et comment ce modèle se comporte-t-il sous des scénarios de changements climatiques projetés?	• Expliquer la dynamique du mélange entre la rivière des Outaouais et du fleuve Saint-Laurent à l'entrée d'une usine de traitement de l'eau potable à partir de variables hydrologiques et physicochimiques. • Relier la variabilité du mélange des masses d'eau aux variations de la MOD à l'eau brute, en mettant en évidence le rôle des débits sur la qualité de l'eau entrant à l'usine
	O3.2. Évaluer l'influence des conditions de débit sur la dynamique du mélange des masses d'eau contributives.			
	O3.3. Examiner comment la dynamique du mélange des masses d'eau se traduit par des variations de la matière organique dissoute à l'eau brute à l'entrée de l'usine de traitement.			

Tableau 3.2 Questions de recherche abordées dans différentes sections de la thèse

Questions de recherche	Section
Comment l'intégration des changements climatiques dans l'évaluation de la vulnérabilité des prises d'eau potable de surface modifie-t-elle la hiérarchisation des sous-bassins contributifs exposés aux feux de forêt?	CHAPITRE 4
Dans quelle mesure une approche fondée sur des données accessibles à l'échelle provinciale permet-elle de soutenir une évaluation opérationnelle, reproductible et transférable de la vulnérabilité des prises d'eau potable?	CHAPITRE 4
Comment la dynamique spatio-temporelle de la MOD se structure-t-elle dans un grand système fluvial tempéré caractérisé par un mélange de masses d'eau aux propriétés physicochimiques contrastées?	CHAPITRE 5
Quel est le rôle de la confluence Outaouais-Saint-Laurent dans la variabilité de la composition et des propriétés de la MOD à la prise d'eau potable de Pointe-Claire?	CHAPITRE 5
Comment les interactions entre la MOD et la communauté du phytoplancton se manifestent-elles dans un système fluvial à dominance allochtone, en l'absence de proliférations?	CHAPITRE 5
Comment la dynamique hydrologique du mélange des masses d'eau contributives à la confluence Outaouais-Saint-Laurent se traduit-elle par des variations de COT à la prise d'eau potable de Pointe-Claire?	CHAPITRE 6
En quoi une compréhension de la dynamique hydrologique de la confluence Outaouais-Saint-Laurent améliore-t-elle l'anticipation de la qualité de l'eau brute à la prise d'eau potable de Pointe-Claire?	CHAPITRE 6
Quelles sont les implications des changements environnementaux sur la dynamique de la MON pour la gestion de territoire et la protection des sources d'eau potable?	CHAPITRE 7
Quels sont les outils et approches de surveillance nécessaires pour renforcer la résilience opérationnelle des systèmes de traitement de l'eau potable face aux changements environnementaux?	CHAPITRE 7

3.3 Méthodologie

La méthodologie adoptée pour le projet de recherche repose sur trois volets complémentaires, chacun correspondant à l'un des trois objectifs principaux de recherche. La Figure 3.1 synthétise les principales étapes méthodologiques mises en œuvre pour répondre à chacun des objectifs, depuis la collecte et le traitement des données jusqu'à l'interprétation des résultats et leur portée. Les descriptions détaillées des jeux de données, des mesures sur le terrain, des analyses en laboratoire, des méthodes statistiques sont présentées dans les CHAPITRES 4 à 6, correspondant respectivement à chacun des articles scientifiques.

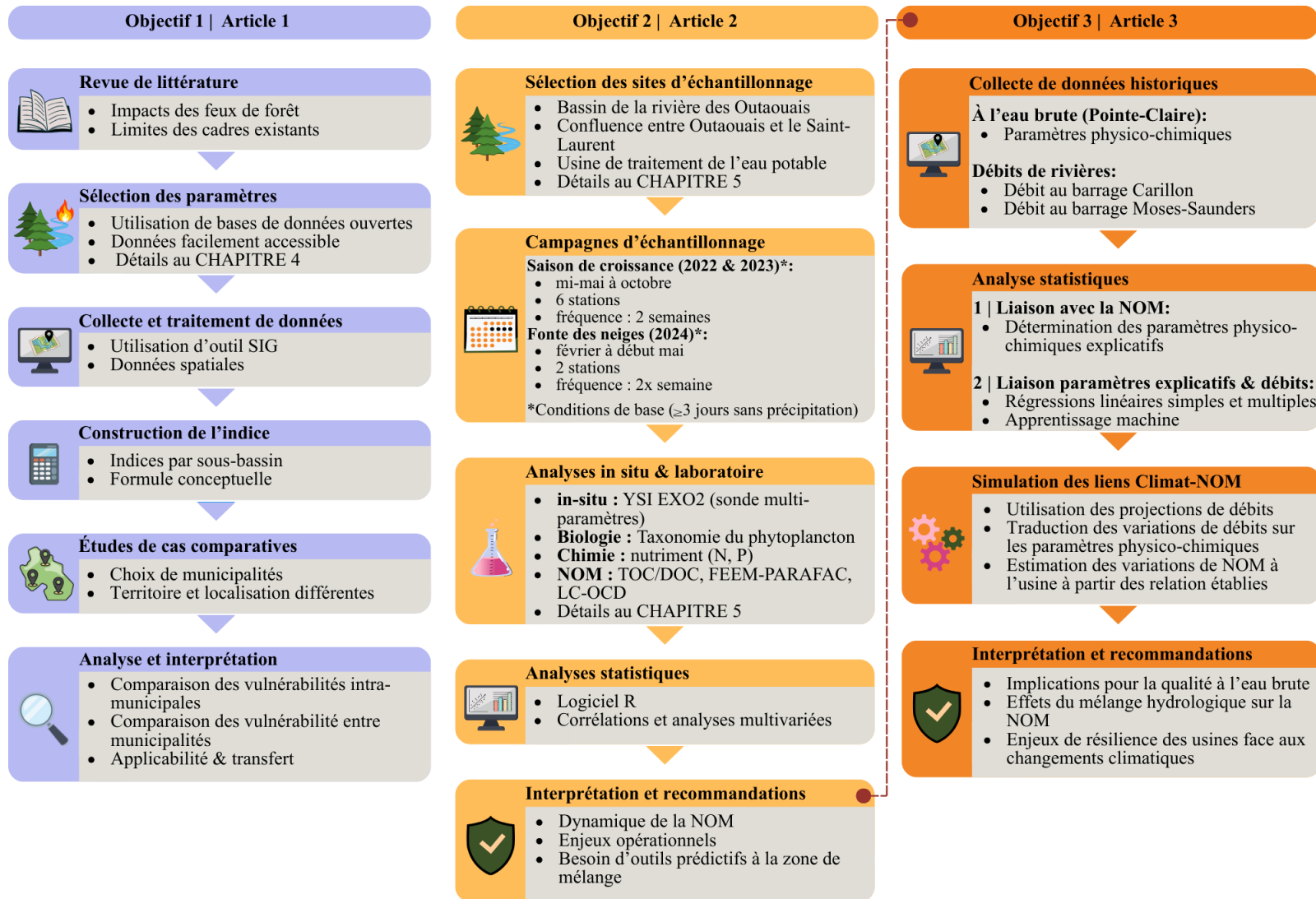


Figure 3.1 Organigramme de la méthodologie du projet de recherche

CHAPITRE 4 ARTICLE 1: SOURCE WATER PROTECTION AND WILDFIRE THREATS: A SIMPLIFIED VULNERABILITY ASSESSMENT FRAMEWORK FOR DRINKING WATER INTAKES

Source water protection and wildfire threats: a simplified vulnerability assessment framework for drinking water intakes

Evelyne Pouliot¹, Françoise Bichai¹, Raja Kammoun¹, Sarah Dorner²

¹ *Department of Civil, Geological and Mining engineering, Polytechnique Montréal, Montréal,
QC H3C 3A7, Canada*

² *Industrial Chair on Drinking Water, Department of Civil, Mining and Geological Engineering,
Polytechnique Montréal, Montreal, QC H3C 3A7, Canada*

Ce chapitre présente l'article scientifique publié dans *PLOS Water* le 5 janvier 2026.

Abstract

Post-wildfire contamination poses a serious threat to drinking water in forested watersheds, with implications for long-term resilience of drinking water treatment plants. Infrastructure such as pumping equipment and transportation piping systems can also be exposed to wildfire-related impacts. Wildfires significantly alter water quality by increasing sediment loads, dissolved organic carbon, nutrients, and heavy metals. Fire suppression efforts further introduce contaminants, such as per- and polyfluoroalkyl substances, which persist in the environment and pose long-term risks to drinking water safety. This study presents a broadly applicable framework to assess the vulnerability of drinking water intake to the post-wildfire runoff and erosion response. It is designed for use across diverse geographic and environmental contexts, draws on readily available data, incorporates key post-wildfire runoff and erosion parameters, and accounts for climate change to address future contamination threats to water supplies. The framework calculates a vulnerability index incorporating information about forest cover, runoff potential, fire regime under climate change, and rainfall under climate change. The index is further refined accounting for drinking water intake exposure. Its design enables prioritization of sub-watersheds despite data availability while remaining adaptable to more refined datasets when available. The results indicate that forest cover and runoff potential are the dominant variables influencing final index scores, while rainfall

projections under climate change amplify post-wildfire water contamination. Although wildfire threats driven by climate change continue to increase, drinking water managers often fail to integrate potential climate-driven hazards to surface water supply into their long-term adaptation strategies. Ensuring drinking water treatment plant resilience will require both adaptable assessment tools and scalable protection planning. In response, this framework supports informed decision-making to enforce targeted land use regulations, and develop emergency response strategies. These measures help mitigate post-wildfire impacts on drinking water intakes and support infrastructure adaptation accordingly.

Keywords: Wildfire, Climate Change, Drinking water source protection

4.1 Introduction

High-severity wildfires significantly impact surface water quantity by disrupting a broad range of hydrological processes such as interception, infiltration, evaporation, and storage (Poon & Kinoshita, 2018). These modifications can induce rapid connections between disturbed landscapes and water bodies, resulting in higher annual water yields due to increased peak and low-water flows (Shakesby & Doerr, 2006; Smith et al., 2011). Vegetation loss can accelerate snowmelt due to increased solar radiation exposure, further altering runoff timing (Shakesby & Doerr, 2006). Furthermore, intense post-wildfire rainfall events compromise surface water quality by increasing runoff (Moody et al., 2013) and mobilizing ash, sediments, nutrients, chlorophyll-*a*, terrestrial debris, and contaminants—such as heavy metals—into water bodies and reservoirs (Abraham et al., 2017; Emelko et al., 2011; Hohner et al., 2019; Murphy et al., 2015; Smith et al., 2011; Writer et al., 2014). This post-wildfire water quality impairment can persist for periods ranging from weeks to several years (Robinne et al., 2020; Rust et al., 2018), even in large, low-relief, wetland-dominated watersheds (Emmerton et al., 2020). Thus, the integrity of drinking water treatment is compromised and threatens the ability to produce safe and clean drinking water (Emelko et al., 2011; Robinne et al., 2021; Smith et al., 2011; Writer et al., 2014), resulting in an increase in chemical usage and sludge production to meet turbidity and disinfection by-product requirements (Emelko et al., 2011; Hohner et al., 2017). Consequently, there is a growing need for adequate tools to assess post-wildfire water contamination and facilitate the mitigation of threats from post-wildfire on drinking water intake (DWI) vulnerability. Examples of recent record-breaking wildfires and their impacts on drinking water systems are provided in S1 Text.

Healthy forested watersheds play a vital role in safeguarding drinking water sources by acting as a natural filtering system, often providing high-quality water for downstream municipalities. This not only protects public health but also reduces drinking water treatment costs (Dudley & Stolton, 2003; Ernst et al., 2004; McLauchlan et al., 2020). A study led by the Trust for Public Land in collaboration with the American Water Works Association showed that operating treatment costs decrease as forest cover in a source area increases, with approximately 50-55 % of the cost variation attributed to the percentage of forest cover (Ernst et al., 2004). However, forested watersheds are becoming increasingly vulnerable to wildfires, which can exert substantial pressure on drinking water treatment plants (DWTPs) (Emelko et al., 2011; Jones et al., 2022). While low-severity wildfires can help preserve forest ecosystem health and sustain ecological services—such as wood production, biodiversity, and recreational activities (Sil et al., 2019)—they also help maintain complex and productive aquatic ecosystems (Bisson et al., 2003). In contrast, high-severity wildfires challenge water treatment processes and pose significant risks to public health, as extensively documented in the literature (Bladon et al., 2014; Emelko et al., 2011; Hohner et al., 2019; Smith et al., 2011).

Identifying and evaluating the potential hazards to DWTPs from post-wildfire water contamination is essential. Such evaluations support more effective landscape management and help mitigate wildfire-related threats to ensure the protection and distribution of safe drinking water (Robinne et al., 2019). These evaluations also contribute to strengthening the long-term resilience of water supply systems—especially in communities that rely on forested watersheds as their primary source of drinking water. Few studies describe systematic approaches to assess the vulnerability of DWIs from post-wildfire impacts in a simple and rapid manner—without the need for complex modeling or machine learning—enabling stakeholders to engage in effective risk mitigation and emergency planning. In 2018, Robinne et al. (2018) proposed a global-scale assessment of wildfire risks to drinking water security using a spatially explicit index. However, applying the index is challenging due to its reliance on over 30 variables, including conditions triggering post-wildfire effects (Driving forces), hydrogeomorphic changes (Pressure), hazard (State), impacts on water supply and ecosystem (Impact), and the effectiveness of mitigation strategies (Responses) (Eea, 1999). While the global scale provides a broad overview, it may serve only as an initial step that leads to further investigation at finer scales for management purposes. In 2019, Robinne et al. (2019) published a simple spatial index tailored for regional-scale applications to assess the

exposure of forested watersheds to wildfire hazards in Alberta, Canada. This framework accounts for the post-wildfire water contamination hazard to municipal treatment systems by integrating both the distance between forested watersheds and DWIs, and the estimated water yield of each forested watershed as a proxy for its relative contribution to downstream drinking water supply. In 2023, Robichaud et al. (2023) developed two complementary indices—one addressing wildfire hazard and the other evaluating water utility preparedness—to identify locations in the western United States where drinking water operations may be more at risk from wildfire threats. The assessment incorporates water utility preparedness as an evaluative criterion, which takes source diversity, source redundancy, treatment technology and diversion point into account. This added information can strengthen vulnerability assessments; however, the classification scores may not always reflect real-case scenarios. For instance, the assumption that reservoir withdrawal points are inherently safer than stream withdrawal points is contradicted by the case of Sydney (Australia) where the largest water supply reservoir experienced wildfire water contamination, necessitating an alternative water source (Neris et al., 2021). Other cases of reservoir contamination following wildfires have been reported in other regions (Robinne et al., 2021). However, as these works primarily focus on wildfire hazards, this focus can downplay the influence of post-wildfire responses—such as post-wildfire rainfall events and snowmelt events—on surface water contamination. Incorporating hydrological and geomorphological responses in an assessment framework can improve management prioritization efforts at local and regional scales (Emmerton et al., 2020; Murphy et al., 2015). These factors can help identify locations where adverse effects on downstream DWIs are more likely. An organizational framework to assess post-wildfire processes within three quantifiable domains—fire regime, precipitation regime and hydro-geomorphic regime—was proposed in 2013 to improve conceptual and computer models of post-wildfire runoff and erosion processes (Moody et al., 2013). Using these domains to develop a framework offers the capacity to account for post-wildfire erosion and runoff impacts, thereby enabling the prioritization of management risks for watersheds that most influence water contamination at DWIs—an aspect not addressed by the studies mentioned, or only partially addressed based on proximity in a previous study (Robinne et al., 2019).

Climate change should also be accounted for within post-wildfire assessment frameworks to integrate shifts in fire behavior and accurately predict and manage future threats from wildfire on DWIs. While Robichaud et Padowski (2023) incorporate climate change in fuel hazard, the other

frameworks have yet to account for this evolving driver. However, climate change not only influences wildfire hazards (Flannigan et al., 2009; Westerling et al., 2006) but also alters precipitation patterns, potentially affecting post-wildfire hydrologic and geomorphic processes (Loiselle et al., 2020; Moody & Martin, 2009). Climate change projections indicate that wildfire-impacted watersheds will experience higher sediment and organic carbon yields due to intensified precipitation and increased surface runoff, as demonstrated in a recent study (Loiselle et al., 2020). These modifications can exacerbate contaminant transport and amplify potential hazards to DWTP operations. Neglecting climate change may lead to an underestimation of post-wildfire water contamination magnitude, potentially compromising the long-term reliability of safe drinking water supply and increasing public health concerns (Bladon et al., 2014). Ensuring that mitigation strategies remain climate-adaptive can enable decision-makers to implement proactive measures that protect DWIs and reinforce DWTP long-term resilience against intensifying wildfire-climate dynamics. Current drinking water vulnerability assessments do not explicitly consider wildfire risk, leaving a gap in proactive source-water protection under changing fire regimes.

The aim of this study is to develop a comprehensive and practical framework that enables stakeholders to assess the vulnerability of DWIs to post-wildfire water contamination by identifying areas that generate higher potential impacts at DWIs. This research proposes an approach targeted by four key objectives: (1) develop a simple and relevant methodology for broad applicability and rapid assessment of the vulnerability of DWIs to wildfire threats, (2) include readily available data to facilitate implementation across diverse geographic and environmental contexts, (3) select parameters that directly influence the post-wildfire runoff and erosion response to ensure representativeness, and (4) integrate climate change to account for increasing threats from wildfires. The framework is structured around the three post-wildfire response domains described by Moody et al. (2013) (i.e., fire regime, precipitation regime and hydro-geomorphic regime), while also incorporating forest cover and proximity to DWIs as additional variables to enhance comparative assessments between forested watersheds. By simplifying the complex interplay driving post-wildfire water contamination processes, the framework provides a structured approach for evaluating these threats to DWI vulnerability. It integrates two indices that consider key variables, including historical and projected fire regimes, historical and projected rainfall data, runoff potential, forest cover, and proximity of forested watersheds to DWIs. This design enables

stakeholders to systematically identify high-potential-impact areas, supporting proactive wildfire risk reduction and drinking water protection strategies.

4.2 Materials and Methods

4.2.1 Vulnerability assessment framework

The vulnerability assessment framework developed in this study builds upon the post-wildfire response organizational framework proposed by Moody et al. (2013), grouping fire regime, precipitation regime, and hydro-geomorphic regime into three respective post-wildfire response domains aiming to better predict the post-wildfire runoff and erosion response. Each domain is represented by quantifiable metrics that most directly affect the post-wildfire runoff and erosion response, contributing to a robust and adaptable vulnerability assessment index. Although the methodology integrates elements from established approaches (Moody et al., 2013; Robinne et al., 2019), it has been adapted to capture regional variations across diverse geographic and environmental contexts, while also accounting for the potential effects of climate change—thus enhancing its broad applicability and relevance. The methodology minimizes the need for extensive data processing while maximizing accessibility by using publicly available or easily obtainable datasets. This approach enables rapid vulnerability assessment for drinking water protection planning without relying on long-term hydrological data or complex modeling, which can be time-consuming. Thus, the framework provides a qualitative analysis based on worst-case realistic scenarios rather than a quantitative analysis. However, the framework does not consider fire risks at the wildland-urban interface, where fires can spread through non-forested watersheds and still threaten DWIs.

Geospatial data processing was conducted using the geographic software QGIS 3.34 to produce a set of five variables within the WGS84 coordinate system. The five key variables are structured within the three post-wildfire response domains defined by Moody et al. (2013): fire regime zone under climate change (fire regime), precipitation under climate change (rainfall regime), and runoff potential (hydro-geomorphic regime). Additionally, two complementary variables—forest cover and distance to DWIs—are incorporated to further refine the assessment (Figure 4.1). These variables were selected for their implication in post-wildfire hydrologic and geomorphic responses, potentially impacting DWI vulnerability through surface water contamination. At the same time, they remain rapid and simple to assess, ensuring a comprehensive and practical vulnerability

assessment approach (see Sections 4.3.1.1 to 4.3.1.4). An overview of the five key variables is provided in Table 4.1 (see Table A.1).

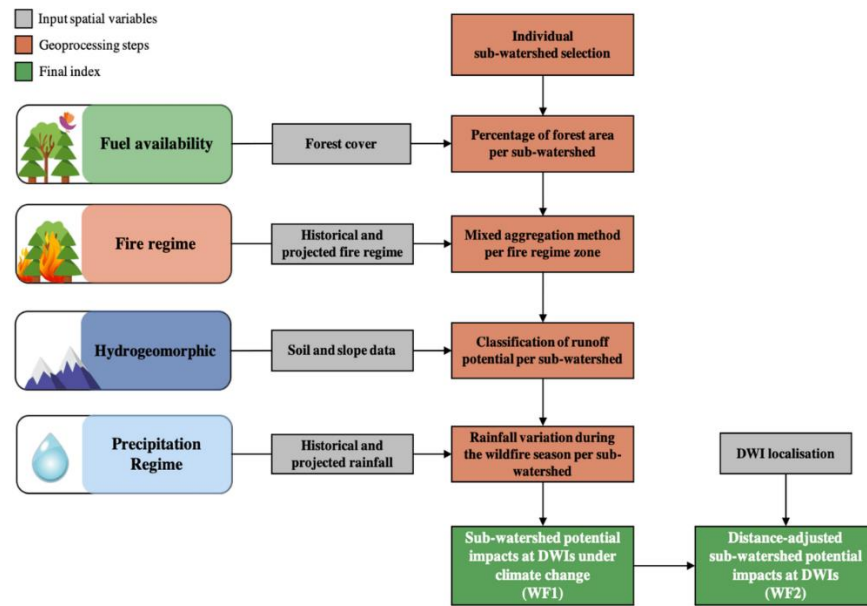


Figure 4.1 Schematic representation of the methodological steps within a vulnerability assessment framework for the development of WF1 and WF2 indices.

To effectively determine the potential impact of the post-wildfire runoff and erosion response on DWI vulnerability, several assumptions were made to ensure a structured and comprehensive evaluation. The framework considers wildfire severity ranging from moderate to extreme to capture a broad spectrum of landscape impacts, from vegetation loss to disturbed soil properties, which can significantly influence runoff and erosion response. It is assumed that entire sub-watersheds contribute to the post-wildfire runoff and erosion response during the entire post-wildfire rainfall events, representing a worst-case scenario to capture the most severe disruption in soil-hydraulic properties which can amplify contamination transport. Finally, to simplify contaminant transport dynamics, hydrological connectivity is assumed to be continuous and uniform, allowing for a more systematic assessment of downstream impacts on DWIs.

The first vulnerability assessment index considers each sub-watershed as a point source of contamination at its outlet. This index, denoted as WF1, is developed to evaluate the potential contribution of each sub-watershed to the post-wildfire runoff and erosion, serving as an indicator of its potential impact on DWI vulnerability. The WF1 index is calculated as shown in Equation (1):

$$WF1 = (FC \times FRV \times RP) \times CC \quad (1)$$

Where FC represents the percentage of forest cover within a sub-watershed (Section 4.3.1.1), FRV represents the fire regime vulnerability value, defined as the likelihood of a wildfire occurring in a forested watershed (Section 4.3.1.2), RP represents the runoff potential value (Section 4.3.1.3), and CC accounts for rainfall conditions under climate change during the fire season (Section 4.3.1.4).

A second index (WF2) is introduced to assess the exposure of downstream DWIs by incorporating the distance between the sub-watershed outlet and downstream DWIs. This index explicitly incorporates the dilution effect associated with increasing distance, reflecting the assumption that contaminants are progressively attenuated as they are transported through the river network toward the DWIs (Weidner & Todd, 2011). The WF2 index is calculated as shown in Equation (2):

$$WF2 = WF1 \times 0.99^x \quad (2)$$

Where x is the in-stream length between the sub-watershed outlet and downstream DWIs, in kilometers. The exponential decay relationship, derived from a literature review of contaminant decay curves and expert consultations (Mack et al., 2022; Weidner & Todd, 2011), provides a generalized representation of contaminant decay in rivers and streams. Their approach applies broadly to various drinking water contaminants, including sediment. This equation was previously applied in wildfire vulnerability assessments for surface water supplies (Robinne et al., 2019), reinforcing its applicability for evaluating the exposure of downstream DWIs. WF1 identifies the post-wildfire contamination potential at the outlet of each sub-watershed; WF2 adjusts this based on spatial proximity to DWIs. WF2 does not introduce an independent vulnerability assessment index with a unique scale, but rather modulates the WF1 scores. This second index has the potential to aid managers in identifying priority areas where potential adaptation strategies may be the most needed to mitigate threats to DWTPs. This refinement enables more targeted prioritization of forest management actions and supports the implementation of potential adaptation strategies aimed at proactively protecting DWIs by mitigating threats from post-wildfire water contamination.

Table 4.1 Overview of variables used to compute the WF1 and WF2 indices for assessing DWI vulnerability to post-wildfire water contamination

Variable ¹	Definition	Proxy
Distance between sub-watershed outlet and DWI (x) (WF2 only)	In-stream length between each selected sub-watershed outlet (discharge point) and the downstream DWI	Potential for progressive attenuation of post-wildfire water contamination severity with increasing distance between discharge

Variable ¹	Definition	Proxy
		point and the DWI, per sub-watershed, using the exponential decay function proposed by Weidner et Todd (2011).
Forest cover (FC)	Forest cover percentage per sub-watershed	Potential for the extent of the post-wildfire runoff and erosion response through fuel availability and continuity, as well as the severity of adverse effects from forest cover loss on water quality protection, per sub-watershed.
Fire regime zone under climate change (FRZ)	The patterns and effects of wildfire in a specific vegetation type or ecosystems over extended periods and spatial scales. Derived from a mixed aggregation method integrating historical wildfire data and projected wildfire data	Potential for changes in wildfire recurrence and extent under climate change, assessing sub-watershed vulnerability to a potential intensified fire regime under climate change.
Runoff potential (RP)	The sub-watershed capacity to generate runoff based on soil drainage capacity and topographic slope	Potential for magnitude of the post-wildfire runoff and erosion response, based on runoff generation capacity, per sub-watershed, with the assumption that higher runoff generation combined with steeper slopes increases sediment mobilization and water contaminant at DWIs.
Rainfall under climate change (CC)	Primary variable influencing post-wildfire runoff and erosion, derived from projected changes in rainfall during the growing season, encompassing the wildfire season, comparing historical and future climate conditions.	Potential for altered post-wildfire runoff and erosion events under climate change, with the assumption that projected changes in rainfall relative to historical conditions modulate sediment mobilization and water contamination potential at DWIs.

Five levels of potential impacts were used to describe the vulnerability of DWIs from the post-wildfire water contamination, as provided in Table 4.2: (1) *very low potential impact*: sub-watershed area is not vulnerable to wildfire; (2) *low potential impact*: treatment is at risk but the distribution of drinking water is not affected; (3) *moderate potential impact*: distribution of drinking water is still possible with the implementation of mitigation measures or if the contamination is brief; (4) *high potential impact*: distribution of drinking water over an extended period (weeks) is not sustainable, requiring significant mitigation efforts to maintain minimal supply levels; and (5) *very high potential impact*: distribution of drinking water over an extended period (weeks) is not sustainable, necessitating the urgent implementation of alternative water sources to ensure continued and safe water supply.

Table 4.2. Sub-watershed potential impact levels on drinking water intake (DWI) vulnerability.

Indices	Very low	Low	Moderate	High	Very high
---------	----------	-----	----------	------	-----------

WF1	<0.6	[0.6, 6[	[6, 21[	[21, 56[	>=56
WF2	<0.6	[0.6, 6[	[6, 21[	[21, 56[	>=56

4.2.1.1 Forest cover

Robichaud et Padowski (2023) assign a score based on land use type, with forest interpreted as high fuel hazard. In contrast, Robinne et al. (2019) directly integrate the proportion of forest cover, with higher values indicating a greater importance to drinking water supply. This framework expands on that perspective by recognizing forest cover as both a driver of wildfire behaviors and a contributor to drinking water quality protection, allowing for a more nuanced assessment. Based on this dual role, forest cover qualify the potential occurrence and magnitude of post-wildfire water contamination that may compromise downstream DWIs. Higher forest cover value indicating greater vulnerability, as highly-forested watersheds are more susceptible to post-wildfire water contamination threats. Moreover, DWTPs supplied by those watersheds rely on treatment processes optimized for naturally high-quality water, making them more vulnerable. Forest cover was quantified as the proportion of forested area within each selected sub-watershed. For more details on the data processing, see Annexe A.3.

4.2.1.2 Fire regime domain: fire regime zone under climate change

Various methods exist to delineate fire regime (Table A.2)—typically considering fire frequency, periodicity, intensity, size, landscape pattern, season, and burn depth (Hanes et al., 2019; Whitman et al., 2015). A fire regime zone (FRZ) score under climate change is assigned to each selected sub-watershed, based on selected factors—herein, the area burned and the number of wildfires. The FRZ scores remains adaptable, either to the integration of additional factors or to refinement with more detailed datasets. However, it is essential that FRZ scores incorporate both historical and projected fire regime data to capture evolving wildfire dynamics. The FRZ score under climate change allows for a comparative assessment across sub-watersheds, giving greater weight to those located within zones with higher wildfire susceptibility. By incorporating both historical and projected fire regime data, this framework enhances the identification of sub-watersheds with the greatest potential impact on DWI vulnerability through runoff and erosion, enabling a more

proactive assessment of future contamination threats. The fire regime projections in this study are based on RCP8.5, as it is considered the most realistic in the long term (Huard et al., 2022).

The selected factors are combined using a mixed aggregation method to assess the fire regime vulnerability of each sub-watershed (Langhans et al., 2014). For a more comprehensive understanding of this method and its advantages for water resource assessment, additional information can be found in Kammoun et al. (2023). The FRZ score under climate change is calculated as shown in Equation (3):

$$FRZ = C_{add} \cdot \sum_{i=1}^n w_i I_i + C_{max} \cdot \max(I_1, I_2, \dots, I_n) \quad (3)$$

Where w_i represents the weight assigned to each selected factor (I_i), herein the area burned (I_1) and the number of wildfires (I_2). These two factors are considered complementary and of equal importance in delineating fire regime (Erni et al., 2019; Hanes et al., 2019; Whitman et al., 2015), and are thus each assigned a weight of 0.5. The sum of all weights must equal 1. C_{add} and C_{max} are weighting factors determined through iteration, set to 0.4 and 0.6, respectively. For necessary information required to apply the FRZ score under climate change, see Annexe A.3.

4.2.1.3 Hydro-geomorphic regime: runoff potential

To simplify this process and avoid complex modeling, the runoff potential score is based on the pre-wildfire condition of soils, and is determined by the drainage capacity and the slope percentage of selected sub-watersheds. In this framework, the sub-watershed's drainage capacity refers to its ability to convey surface runoff to a common outlet, such as river or lake. Sub-watersheds with steeper slopes and lower drainage capacity exhibit greater runoff potential, thereby increasing the vulnerability of DWIs to post-wildfire water contamination through runoff and erosion. This framework considers surface runoff and erosion as the dominant mechanisms driving contaminant transport to surface water. Subsurface transport processes, such as shallow interflow or groundwater flow, are not considered in this assessment.

For each sub-watershed, a weight is assigned according to the classification shown in Table 4.3, based on drainage capacity and percentage of slope, following the approach outlined by Bolinder et al. (2000). The classification of drainage capacity is based on the Canadian National Soil Database (NSDB), which categorizes soils according to texture and water storage capacity. The scoring approach allows for a simplified evaluation of runoff potential and its potential impact on

downstream DWI vulnerability. Within a given sub-watershed, drainage capacity and slope can vary spatially, leading to areas with different runoff potential scores. To reflect the worst-case scenario, the score from the most extensive area is used in the vulnerability assessment.

Table 4.3. Criteria for assessing drainage capacity under current climate conditions.

Drainage capacity	Slope			
	<4%	[4, 10[	[10, 15[	>=15%
Very slow	Moderate (0.5)	High (0.7)	Very high (1)	Very high (1)
Slow	Low (0.3)	High (0.7)	Very high (1)	Very high (1)
Moderate	Very low (0.1)	Moderate (0.5)	High (0.7)	Very high (1)
Fast	Very low (0.1)	Low (0.3)	High (0.7)	Very high (1)

4.2.1.4 Rainfall regime: rainfall under climate change

To determine rainfall depth, Intensity-Duration-Frequency curves should be used (Moody et al., 2013). These curves described the relationship between rainfall intensity, the duration of a storm, and the statistical likelihood of that event occurring. However, since the projection of these curves under climate change is not available across regions, an integrated rainfall variable (CC) was developed. Climate change effects on rainfall are represented through relative change ratios calculated for two rainfall metrics—the total summer precipitation and the highest cumulative precipitation over five days—as shown in Equations 4 and 5. The first rainfall metric accounts for the seasonal shifts, while the second captures the short-term intensity relevant to first-flush contamination. Rainfall projection data were retrieved from CMIP6 climate simulations under a single high-emissions scenario (SSP3-7.0), to reflect a high-impact environmental context marked by altered rainfall regimes.

$$CC = \max(Ps, P5) + 1 \quad (4)$$

$$Ps \text{ and } P5 = \frac{\text{Percentile}_{50,\text{projected}} - \text{Percentile}_{50,\text{historical}}}{\text{Percentile}_{50,\text{historical}}} \quad (5)$$

Where $\text{Percentile}_{50,\text{historical}}$ refer to the 50th percentile (median) value of the rainfall metric from historical data and $\text{Percentile}_{50,\text{projected}}$ refer to the 50th percentile value of the rainfall metric from projection data over the 2041-2070 horizon. These percentile values are calculated for each rainfall metric (Ps and P5) to assess relative changes in rainfall under climate change. Ps represents the

relative changes in total summer precipitation (June to August). P5 represents the relative change of rainfall for the highest cumulative precipitation over any 5 consecutive days between April and September. These 50th percentile values are available on climate data products, and do not require users to perform calculations. The 50th percentile was selected to represent a typical yet substantial rainfall event while limiting the influence of extreme outliers. The source details for both metrics are provided in Table A.1.

4.2.2 Study Area

In this study, three municipalities in Quebec, Canada, were selected to apply the vulnerability assessment framework (Figure 4.2). Quebec experienced an exceptionally active fire season in 2023, with 4.32 Mha burned—an area greater than the combined area burned over the previous two decades (CIFFC, 2023; Jain et al., 2024). For confidentiality purposes, the three municipalities studied will be referred to as 'Municipality 1', 'Municipality 2', and 'Municipality 3'. Municipality 1, located within the Southern Laurentians ecoregion, has four DWIs, while the other two municipalities, located within the Central Laurentians ecoregion, have two and one DWI, respectively. Site selection was based on differences in fire regimes, as each municipality exhibits distinct wildfire dynamics that influence both the extent of landscape exposure to wildfire and the vulnerability of DWIs to contamination.

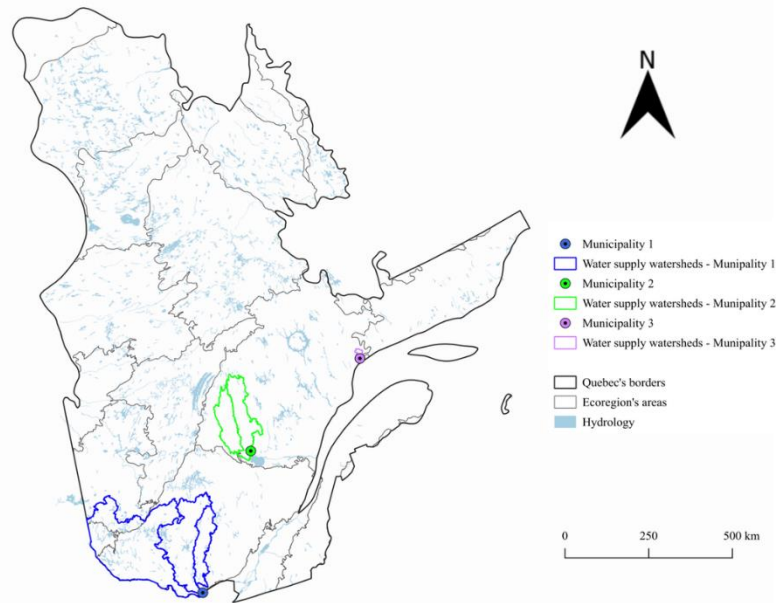


Figure 4.2 Map of the study sites. The sources of mapped data are as follows: (1) Quebec border shape source: <https://open.canada.ca/data/en/dataset/ef70dc3b-1069-4037-9bce-61f47e628a1d>

(Statistics Canada, 2024), available under an [open license](#), (2) ecoregion border shape source: https://sis.agr.gc.ca/cansis/nsdb/ecostrat/gis_data.html (Environment Canada & Agriculture and Agri-Food Canada, 1999), available under an [open license](#), (3) hydrology data source: <https://open.canada.ca/data/en/dataset/a4b190fe-e090-4e6d-881e-b87956c07977>

(Natural Resources Canada, 2024), available under an [open license](#).

4.2.2.1 Southern Laurentians ecoregion

The first municipality (Municipality 1) lies within the Southern Laurentians ecoregion (Boreal Shield ecozone) (Ecological Stratification Working Group, 1995), which is characterized by a low to mid-boreal ecoclimate with an average annual temperature of 1.5°C. Winters are long and cold, with an average temperature of -10°C, while summers are short, averaging 14.5°C. Annual precipitation varies greatly within the region, ranging from 800 to 1600 mm, depending on the location. Surficial deposits are mainly composed of till and fluvioglacial sediments of varying thicknesses. The area is dominated by mixed wood stands of white spruce (*Picea glauca*), paper birch (*Betula papyrifera*), balsam poplar (*Populus balsamifera*), and trembling aspen (*Populus tremuloides*). Black spruce (*Pecea mariana*), balsam fir (*Abies balsamea*), and tamarack (*Larix laricina*) are found on poorly drained sites. The mean annual area burned by wildfires is 0.06%.

The principal land use activities are forestry, hunting and trapping, recreation, tourism, and some farming (<2% of the ecoregion). The Municipality 1 is divided into four sectors, each with its own DWI, three of these are supplied by a large river, while the fourth is supplied by one of its tributaries. This latter may be more vulnerable due to its location, as the contributing upstream area includes a larger proportion of forest cover compared to other sites.

4.2.2.2 Central Laurentians ecoregion

The second and third municipalities (Municipality 2 and 3) lie within the Central Laurentians ecoregion of eastern Canada (Boreal Shield ecozone) (Ecological Stratification Working Group, 1995), which is characterized by a high to mid-boreal ecoclimate with an average annual temperature of 0°C. Winters are cold, with an average temperature of -12.5°C, while summers are cool, averaging 12°C. Mean annual precipitation ranges from 800 to 1000 mm from north to south. Closed stands of black spruce (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) and balsam fir (*Abies balsamifera* L. Mill.) are dominant along lower slopes, whereas upper slopes are dominated by more open stands of black spruce with some white spruce (*Picea glauca* (Moench) Voss) and paper birch (*Betula papyrifera* Marsh.), usually associated with lichens and feathermosses. Eastern white cedar (*Thuja occidentalis* L.) and black spruce are associated with wetlands. In the drier, northern parts of the region, white pine (*Pinus strobus* L.) and jack pine (*Pinus banksiana* Lamb.), along with spruce and balsam fir, are more common. Red pine (*Pinus resinosa* Ait.) occupies rocky outcrops and glacial fluvial sand deposits, but its presence is limited. The second municipality is supplied by two DWIs. In contrast, the third municipality relies on a single DWI. Both municipalities are located in densely forested landscape.

4.2.2.3 Protection zones

In Quebec, provincial water regulations define three protection zones (immediate, intermediate, and outer) as buffer distances around DWIs where contaminants from anthropogenic activities or potential events may affect water quality or quantity. These zones encompass both surface water and the adjacent riparian lands along shorelines and upstream tributaries, and are used for land use restrictions and vulnerability assessments. The immediate and intermediate protection zones, as defined in the Water Withdrawal and Protection Regulation (Government of Quebec, 2014), are of interest for this framework to identify forested watersheds influencing DWI vulnerability. The immediate protection zone—located within 50 meters upstream and 500 meters downstream of the

DWI, and within 10 meters of the riparian zones—is an area where the risk of contamination is highest due to the short transport time of contaminants and minimal dilution (Government of Quebec, 2014). The intermediate protection zone—extending up to 10 km upstream and 50 meters downstream of the DWI, and within 120 meters of the riparian zones—is an area where the travel time to DWIs is too short to allow for intervention in the event of an accidental spill or a spike in contaminant concentration (Government of Quebec, 2014). However, because protection zones are based on fixed distances around DWIs, they do not necessarily account for upstream watershed dynamics. As a result, diffuse pollution from sources beyond these zones (e.g., wildfire ash, sediments, nutrients) can still reach the DWIs. To address this limitation, this study delineates protection zones using an enhanced version of the approach proposed by Kammoun et al. (2023), which details the regulatory method and sub-watershed selection criteria. This method follows the regulatory method while incorporating level 1 and 2 sub-watersheds whose outlets fall within the boundaries of the protection zones. When the entire drainage area contributing to the DWI is contained within a single large sub-watershed, this study improves management efficiency by integrating level 3 and 4 sub-watersheds.

The literature indicates that the impacts of post-wildfire runoff and erosion can be observed many kilometers downstream from the burned watershed (Emmerton et al., 2020; Smith et al., 2011). Consequently, the approach was adapted to include an additional protection zone extending up to 30 km from the DWIs. This distance was selected based on findings from Smith et al. (2011), who documented water quality degradation affecting downstream areas located over 30 km from the fire-impacted watershed. A 30 km buffer zone thus provides a conservative margin to account for the potential downstream transport of contaminants that can still pose a threat to DWTPs, potentially exceeding treatment design thresholds. These three zones (i.e., immediate, intermediate, and buffer) enable regional-scale application of the framework, guiding stakeholders to focus management efforts within this critical area to protect drinking water quality.

4.3 Results

The application of the vulnerability assessment framework to the three municipalities reveals marked spatial differences in the exposure of DWIs to post-wildfire runoff and erosion contamination, particularly under climate change influences and when accounting for proximity effects. In total, 40, 24, and 16 sub-watersheds were evaluated for Municipality 1, 2 and 3,

respectively. WF1 was applied to estimate the potential contribution of each sub-watershed to the post-wildfire runoff and erosion, while WF2 explicitly incorporates the dilution effect associated with increasing distance. All the results can be found in Annexe A.5.

4.3.1 Vulnerability assessment

Municipality 1 has four DWIs, each surrounded by designated protection zones, resulting in four distinct zones (DWI-1A, DWI-1B, DWI-1C, and DWI-1D). The framework was applied independently to each DWI to evaluate their specific vulnerability to sub-watershed potential impact in the event of a wildfire. A first score is calculated for each selected sub-watershed, which excludes the rainfall regime variable (Figure A.2). By removing external influences on the post-wildfire runoff and erosion response (i.e., rainfall regime), this first score, hereafter referred to as intrinsic WF1, provides insight into the intrinsic potential impact of each sub-watershed from the post-wildfire runoff and erosion response. In other words, this is a vulnerability score based only on internal watershed characteristics, like slope, forest cover, and runoff potential. This intrinsic WF1 score serves as a reference point to understand how changing rainfall patterns under climate change can influence potential impacts on DWI vulnerability, as captured by WF1 and WF2 indices.

Across Municipality 1, intrinsic WF1 scores primarily indicate a 'Moderate' potential impact level on DWI vulnerability, with overall scores ranging from 1.5 to 24.4. Sub-watersheds 5 and 7 (Figure 3A and Figure 3B), exhibit a 'Low' potential impact level (1.5 and 2.7) due to lower forest cover percentages (27% and 49%), which reduce their post-wildfire runoff and erosion potential—likely due to low fuel availability and potentially more fragmented landscape within the sub-watershed.

By comparing these results with the complete WF1 scores (Figure 3), the analysis highlights the importance of incorporating the rainfall domain into the vulnerability assessment indices. A noticeable increase in potential impact levels is observed, particularly around DWI-1C. Four sub-watersheds (10, 11, 20, and 21), previously classified as having a 'Moderate' potential impact, are reclassified as 'High' potential impact (orange to light red, Figure A.2 vs Figure 3) due to increased runoff and erosion potentially driven by higher rainfall under climate change. This comparison underscores how changing rainfall patterns under climate change can potentially influence water quality through the post-wildfire runoff and erosion response by potentially increasing the hydrological connectivity to surface water.

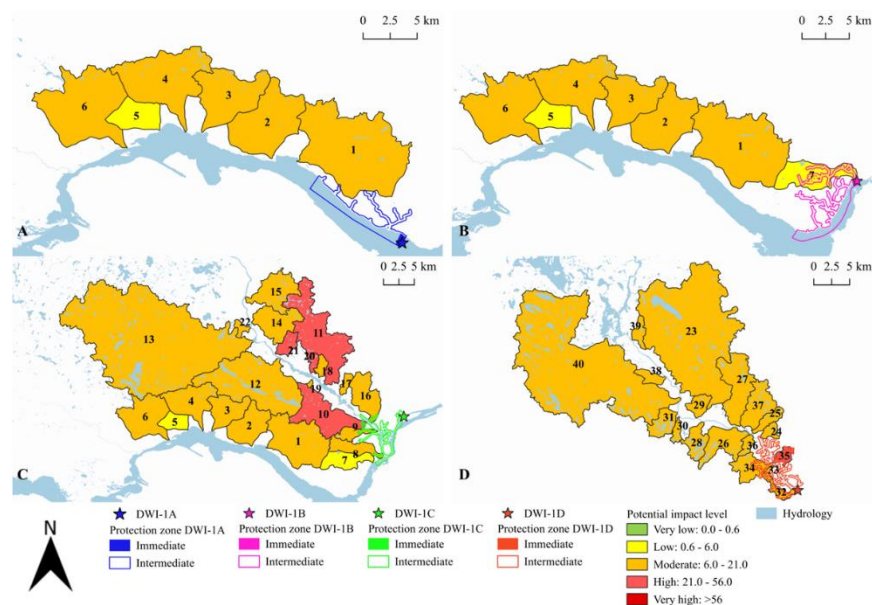


Figure 4.3 Post-wildfire runoff and erosion contamination index (WF1) integrating rainfall regime under climate change for Municipality 1 in the Southern Laurentians ecoregion. Zone C highlights high scores around DWI-1C, clustered within the intermediate and buffer zones, whereas Zones A, B, and D show no high-score. The sources of mapped data are as follows: (1) drinking water intakes and protection zones were acquired from municipal partners, (2) hydrology data source: <https://open.canada.ca/data/en/dataset/a4b190fe-e090-4e6d-881e-b87956c07977> (Natural Resources Canada, 2024), available under an open license, and (3) sub-watersheds data source: <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/bassins-hydrographiques-multi-echelles-du-quebec> (Ministère du Développement durable, 2018), available under open license.

The WF2 index highlights the critical role of sub-watershed proximity to downstream DWIs in refining the vulnerability assessment (Figure 4). In general, sub-watersheds with outlets located closer to DWIs retain their initial potential impact level assigned by WF1 index due to minimal dilution capacity. In contrast, sub-watersheds farther away exhibit reduced potential impact levels, as seen for sub-watersheds 11, 14, and 16 around DWI-1B, where WF2 scores decrease by 15-25% compared to WF1 scores (Table A.4). Notably, a decrease of approximately 20% is observed for sub-watersheds 6, 8, 10, and 12 around DWI-1C, shifting from 'High' to 'Moderate' due to increased distance from the DWI (light red to orange zones, Figure 3 vs Figure 4).

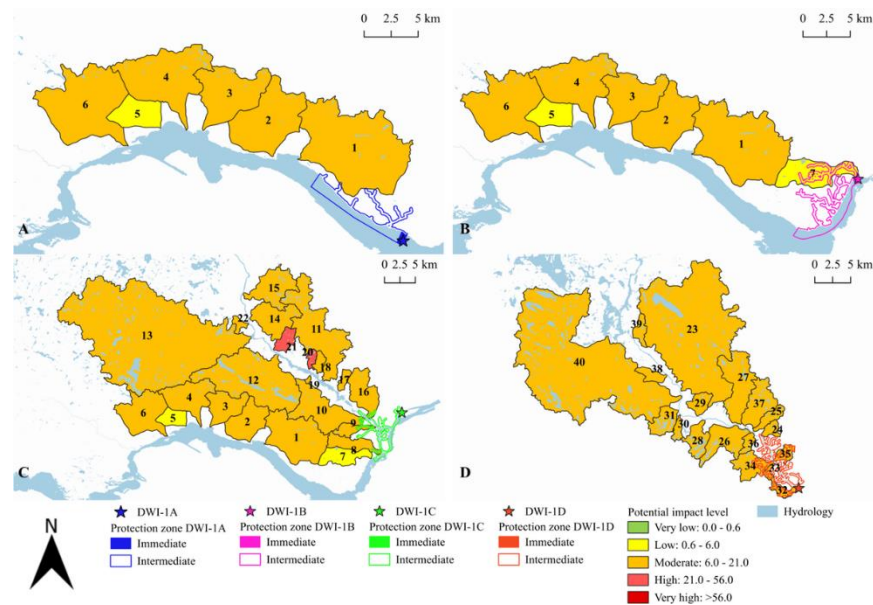


Figure 4.4 Distance-adjusted post-wildfire runoff and erosion contamination index (WF2) for Municipality 1 in the Southern Laurentians ecoregion. Zone C highlight high scores around DWI-1C, which are clustered within the buffer zone, whereas zones A, B, and D show no high-score. The sources of mapped data are as follows: (1) drinking water intakes and protection zones were acquired from municipal partners, (2) hydrology data source: <https://open.canada.ca/data/en/dataset/a4b190fe-e090-4e6d-881e-b87956c07977> (Natural Resources Canada, 2024), available under an open license, and (3) sub-watersheds data source: <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/bassins-hydrographiques-multi-echelles-du-quebec> (Ministère du Développement durable, 2018), available under an open license.

However, distance alone does not ensure a lower potential impact level. Sub-watersheds with extensive forest cover and high runoff potential may retain their same high classification level despite the increased distance from DWIs. This is particularly relevant around DWI-1D, where sub-watersheds with over 80% forest cover and steep slopes maintain a 'High' potential impact level even with dilution effects. Consequently, sub-watersheds that retain the same classification level from the WF1 index to the WF2 index should be prioritized for protective measures to mitigate potential contamination at DWIs in the event of a wildfire, as these areas have the highest potential impact on DWI vulnerability.

Municipality 2 has two DWIs within their respective designated protection zones referred to as DWI-2A and DWI-2B. The intrinsic WF1 scores (i.e. excluding rainfall regime variable; Figure A.3) for all sub-watersheds around both DWIs show considerable variability, driven by differences

in key variables such as forest cover (17%-98%) and runoff potential (0.3-1.0) (Table A.3). All sub-watersheds belong to the same fire regime, ensuring that fire regime variable is not a factor in the score variation. Around DWI-2A, sub-watershed 3 exhibits the lowest intrinsic WF1 score (3.6), corresponding to a 'Low' intrinsic potential impact level, due to limited forest cover (17%) and moderate runoff potential (0.3). In comparison, sub-watersheds 2, 4, and 5 have higher intrinsic WF1 scores due to greater forest cover (50%, 84%, and 62%, respectively), classifying them in the 'Moderate' intrinsic potential impact level. This increase in scores and shift in levels reflect the role of forest density in amplifying the potential consequences of the post-wildfire runoff and erosion response on drinking water resources, as greater vegetation coverage can contribute to wildfire spread and also impact the natural filtration systems provided by the forests. In contrast, sub-watershed 8 has the highest intrinsic WF1 score of 70.5, indicating a 'Very high' intrinsic potential impact level, characterized by extensive forest cover (98%) and high runoff potential (1.0). Around DWI-2B, sub-watershed 19 has the lowest intrinsic WF1 score (9.0), corresponding to a 'Low' potential impact level. This classification is attributed to its moderate forest cover (41%), which reduces the availability of combustible material for wildfire to spread, and its moderate runoff potential (0.3), which limits the transportation of contaminants to drinking water resources via runoff and erosion. In contrast, sub-watershed 18 exhibits the highest intrinsic WF1 score (71.0), classified as 'Very High' potential impact level. This area is characterized by a nearly complete forest coverage (99%) and a high runoff potential (1.0), both of which contribute to an increased potential impact on DWI-2B vulnerability in the event of a wildfire.

The integration of the rainfall regime variable under climate change amplifies the WF1 index scores of all sub-watersheds by an average of 14% (Figure 5; Table A.5). This adjustment led to a shift in potential impact level for only two sub-watersheds around DWI-2A—sub-watersheds 7 and 12—which transitioned from a 'High' to a 'Very high' potential impact level, increasing WF1 scores (49.5 to 56.4 and 49.6 to 56.6, respectively).

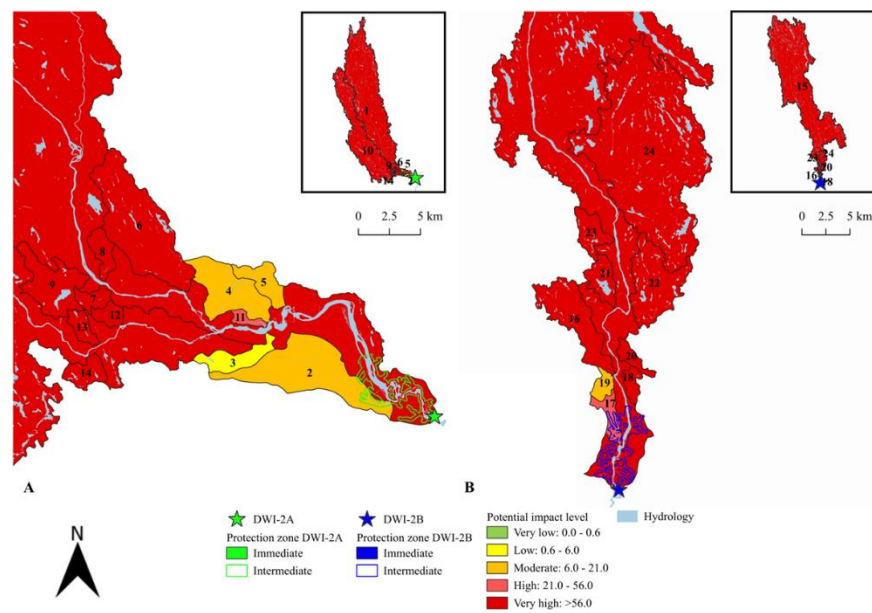


Figure 4.5 Post-wildfire runoff and erosion contamination index (WF1) integrating rainfall regime under climate change for Municipality 2 in the Central Laurentians ecoregion. Very high scores are observed across Zones A and B, clustered within immediate, intermediate, and buffer zones. The sources of mapped data are as follows: (1) drinking water intakes and protection zones were acquired from municipal partners, (2) hydrology data source: <https://open.canada.ca/data/en/dataset/a4b190fe-e090-4e6d-881e-b87956c07977> (Natural Resources Canada, 2024), available under an open license, and (3) sub-watersheds data source: <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/bassins-hydrographiques-multi-echelles-du-quebec> (Ministère du Développement durable, 2018), available under an open license.

Since the increase in WF1 scores results from applying a fixed multiplier—corresponding to the rainfall regime variable under climate change—the magnitude of change is directly proportional to the initial intrinsic WF1 scores. As a result, sub-watersheds with higher intrinsic WF1 scores (i.e., those already classified as 'High' or 'Very high') experienced the most substantial increases. For example, around DWI-2A, sub-watersheds 6, 8, 10, 13, and 14 all saw an increase of approximately 9.7 points, whereas sub-watersheds 2 to 5, classified as 'Low' or 'Moderate', increased by a maximum of 3 points (Table A.5). A similar trend is observed around DWI-2B, where sub-watersheds 18, 22, and 23 experienced significant increases of approximately 9 points, though they were already classified as 'Very high' potential impact level. This pattern confirms that sub-watersheds with the highest intrinsic WF1 scores are the most affected by the integration of the rainfall regime variable under climate change. This highlights the importance of prioritizing these

areas for wildfire mitigation efforts, as their elevated runoff and erosion potential can increase the impact of post-wildfire water contamination at DWIs. The mobilization of sediments and nutrients may also negatively impact drinking water treatment efficiency by altering the quality of drinking water supplies.

As observed in Municipality 1, WF2 index scores in Municipality 2 show that sub-watersheds located closer to DWIs tend to retain their WF1 potential impact levels due to limited dilution capacity, while those farther away experience reductions (Figure 6). However, the extent of this reduction is not uniform and depends on both distance and landscape characteristics such as runoff potential and forest cover. Around DWI-2A (Figure 6A), sub-watersheds 8, 9, 13, and 14 exhibit the largest reductions applying the proximity function (between 24 and 26 points). These sub-watersheds initially had high WF1 scores, driven by extensive forest cover (88 to 98%) and high runoff potential, but their potential impact levels on DWI vulnerability were moderated by lower proximity, allowing for greater dilution. Similarly, around DWI-2B, sub-watersheds 23 and 24 had a significant decline (between 21 and 23 points), further reinforcing the dominant role of distance in reducing potential impact levels. However, sub-watersheds 18 (WF2: 72.8), maintain a 'High' potential impact level despite dilution effects. Its nearly complete forest cover ($\geq 99\%$) and high runoff potential (1.0) continue to drive a strong post-wildfire runoff and erosion response, indicating that in some cases, source characteristics can outweigh the benefits of transport-related attenuation. These results emphasize the need to prioritize sub-watersheds where the combination of high runoff potential and extensive forest cover can sustain higher post-wildfire water contamination at DWIs. The persistence of high WF2 scores in sub-watersheds located within the immediate protection zone also highlights the need for targeted mitigation strategies, as shorter transport distances reduce the dilution capacity and the response time for intervention, thereby increasing the likelihood of post-wildfire water contamination reaching DWIs.

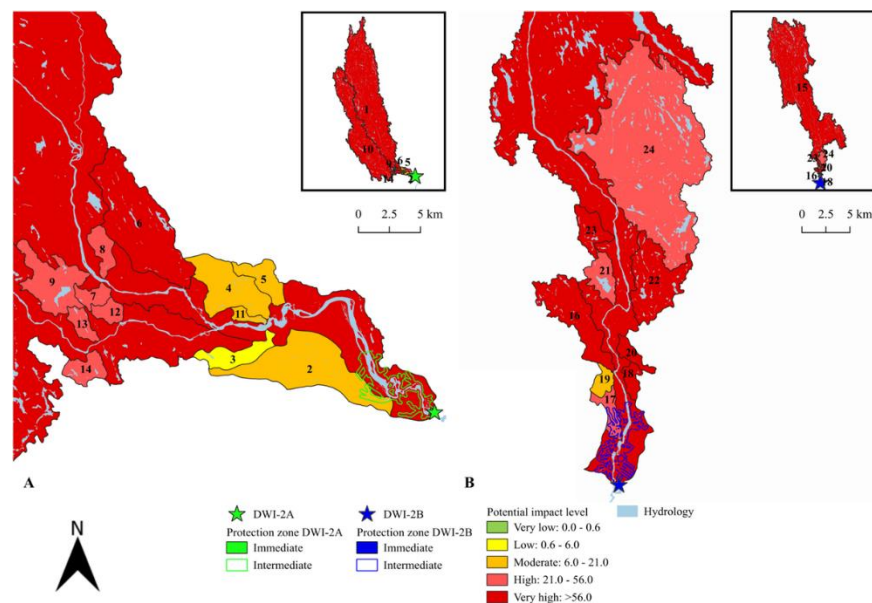


Figure 4.6 Distance-adjusted post-wildfire runoff and erosion contamination index (WF2) for Municipality 2 in the Central Laurentians ecoregion. Very high and high scores are observed across Zones A and B, clustered within immediate, intermediate, and buffer zones. The sources of mapped data are as follows: (1) drinking water intakes and protection zones were acquired from municipal partners, (2) hydrology data source: <https://open.canada.ca/data/en/dataset/a4b190fe-e090-4e6d-881e-b87956c07977> (Natural Resources Canada, 2024), available under an open license, and (3) sub-watersheds data source: <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/bassins-hydrographiques-multi-echelles-du-quebec> (Ministère du Développement durable, 2018), available under an open license.

Municipality 3, which includes one DWI referred to as DWI-3A, exhibits a uniformly high potential impact profile, with intrinsic WF1 scores ranging from 26.5 to 30.0 across all sub-watersheds (Figure A.4). In contrast to Municipalities 1 and 2—where variability in forest cover and runoff potential contributed to a wider range of intrinsic WF1 scores, Municipality 3 is characterized by consistently high forest cover (88-100%; Table A.6). This extensive coverage contributes to providing high water quality by supporting natural filtration that benefits DWTPs. However, forest cover can also contribute to the spread of wildfires. This creates a management trade-off, where efforts to preserve high water quality must be balanced against the risk of wildfire-driven contamination. In this context, integrated approaches that account for both forest resilience and fire risk reduction are essential for protecting DWI-3A.

The integration of the rainfall regime variable under climate change (1.09) proportionally increases intrinsic WF1 scores across all sub-watersheds in Municipality 3 (Figure 7), yet the overall classification remains within the ‘High’ potential impact level. This outcome contrasts with Municipalities 1 and 2, where some sub-watersheds shifted into a higher potential impact level. These upward shifts were likely due to intrinsic WF1 scores already positioned near the upper threshold of their respective potential impact levels, making them more sensitive to even slight increases in hydrological connectivity—captured through the integration of the rainfall regime variable. In Municipality 3, however, intrinsic WF1 scores were clustered near the lower threshold of the ‘High’ potential impact level, limiting the potential for such transitions despite a similar increase (Municipality 1: 1.13, Municipality 2: 1.14, Municipality 3: 1.09). Even so, this pattern underscores that even modest changes in hydrological connectivity can potentially amplify the post-wildfire runoff and erosion response, potentially increasing DWI vulnerability to post-wildfire water contamination. It also highlights the importance of understanding where sub-watersheds lie within their classification spectrum, as this positioning influences their sensitivity to future climate-related changes.

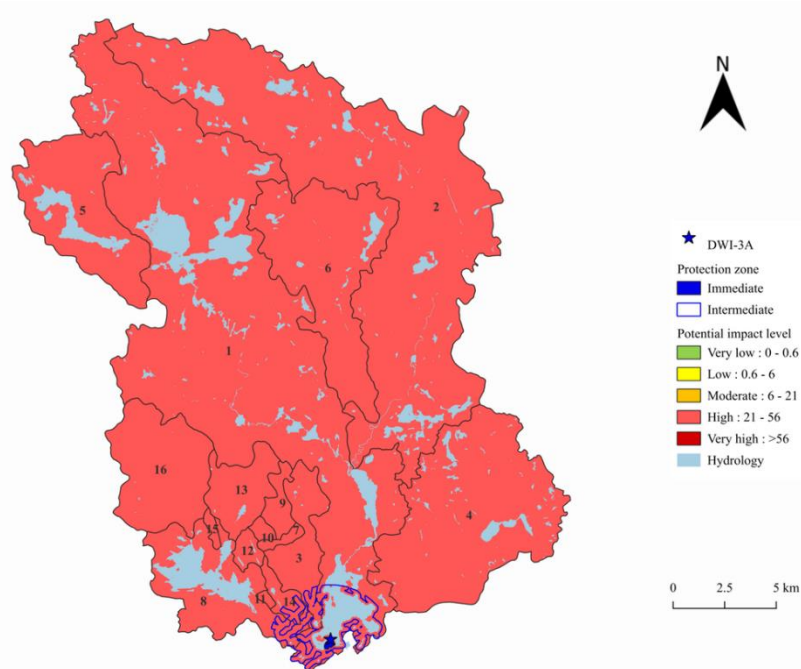


Figure 4.7 Post-wildfire runoff and erosion contamination index (WF1) integrating rainfall regime under climate change for Municipality 3 in the Central Laurentians ecoregion. High scores are observed across all selected sub-watershed. The sources of mapped data are as follows: (1) drinking water intakes and protection

zones were acquired from municipal partners, (2) hydrology data source: <https://open.canada.ca/data/en/dataset/a4b190fe-e090-4e6d-881e-b87956c07977> (Natural Resources Canada, 2024), available under an open license, and (3) sub-watersheds data source: <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/bassins-hydrographiques-multi-echelles-du-quebec> (Ministère du Développement durable, 2018), available under an open license.

WF2 index scores remain within the same 'High' potential impact level as those established by WF1, even for sub-watersheds located further from DWI-3A, where dilution effects would typically lower contamination potential (Figure 8). These observations suggest that while WF2 index introduces spatial refinement through proximity-based adjustments, it does not shift classification levels in this municipality. Given this uniform impact level profile on DWI-3A vulnerability, prioritizing mitigation efforts may require going beyond classification impact levels—such as analyzing absolute WF2 scores or engaging with stakeholders to identify priority areas based on local conditions and management objectives. Additionally, further refinement of the framework through the integration of advanced landscape parameters (see Discussion) could support more targeted interventions to mitigate contamination risks to DWIs.

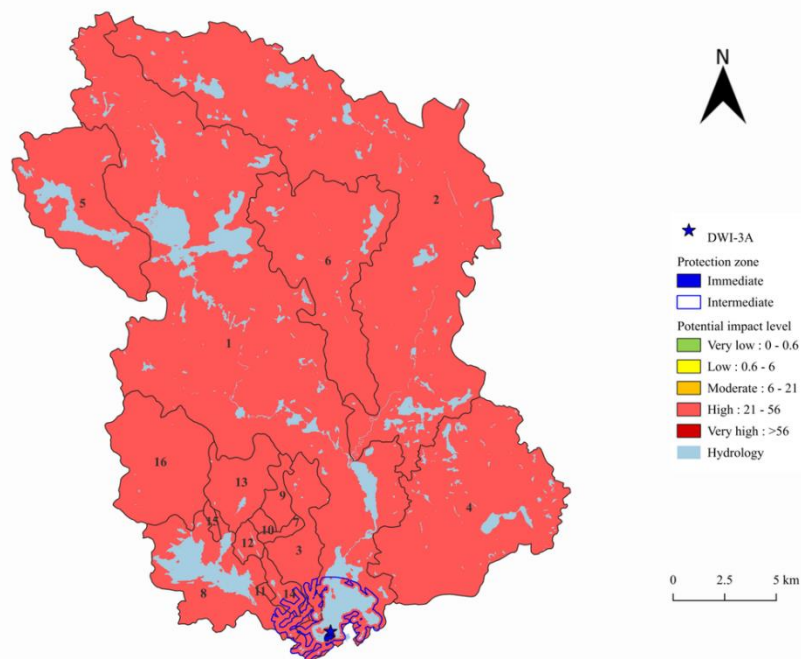


Figure 4.8 Distance-adjusted post-wildfire runoff and erosion contamination index (WF2) for Municipality 3 in the Central Laurentians ecoregion. High scores are observed across all selected sub-watershed. The

sources of mapped data are as follows: (1) drinking water intakes and protection zones were acquired from municipal partners, (2) hydrology data source: <https://open.canada.ca/data/en/dataset/a4b190fe-e090-4e6d-881e-b87956c07977> (Natural Resources Canada, 2024), available under an open license, and (3) sub-watersheds data source: <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/bassins-hydrographiques-multi-echelles-du-quebec> (Ministère du Développement durable, 2018), available under an open license.

4.3.2 Forest cover considerations

As illustrated in Figure 9, all three municipalities exhibit extensive forest cover, which plays a dual role in influencing both wildfire behavior and drinking water quality protection. The WF1 and WF2 indices capture how this interaction manifests: higher forest cover increases DWI vulnerability to post-wildfire water contamination due to greater fuel availability, while simultaneously supporting drinking water treatment by providing ecosystem services that enhance source water quality. This dual influence highlights the inherent trade-off between wildfire risk and water quality protection in forest catchments.

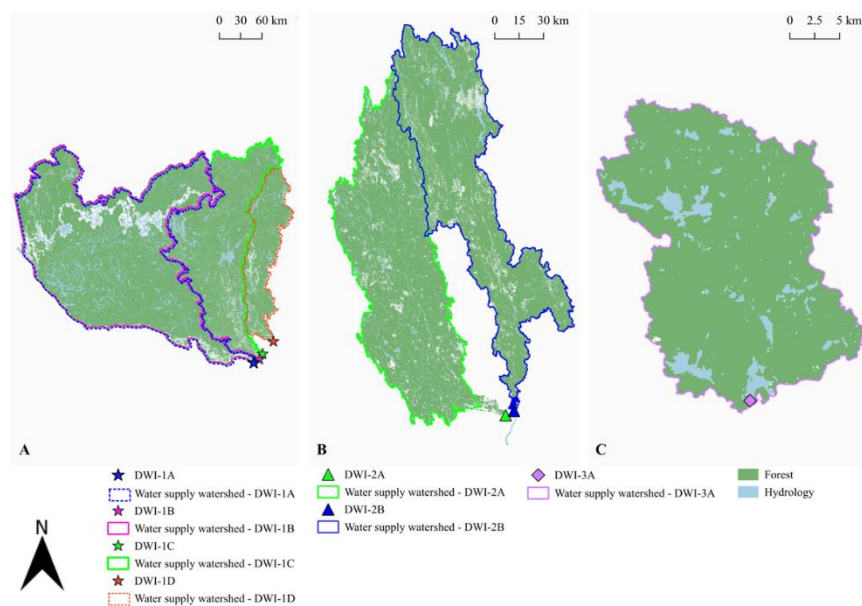


Figure 4.9 Map of forested areas. A) Municipality 1, B) Municipality 2, and C) Municipality 3. The sources of mapped data are as follows: (1) drinking water intakes and protection zones were acquired from municipal partners, (2) hydrology and watershed data source: <https://open.canada.ca/data/en/dataset/a4b190fe-e090-4e6d-881e-b87956c07977> (Natural Resources Canada, 2024), available under an open license, and (3)

forest data source: <https://ouvert.canada.ca/data/fr/dataset/97126362-5a85-4fe0-9dc2-915464cfdabb7> (Gouvernement du Canada, 2005), available under an open license.

The influence of forest cover on WF1 scores varies across municipalities, reflecting differences in landscape composition. Municipality 1 exhibits the highest heterogeneity in forest distribution (17%–98%), resulting in greater fluctuations in WF1 scores. Sub-watersheds with lower forest cover (e.g., sub-watershed 3 with 17%) correspond to lower WF1 scores, while those with extensive forest cover (e.g., sub-watershed 8 with 98%) exhibit higher scores. In contrast, Municipality 2, despite a more uniform forest cover (41%–99%), demonstrates similar trends: sub-watersheds combining high forest cover and high runoff potential show the highest potential impact on DWI vulnerability. However, sub-watersheds with high forest cover but lower runoff potential have lower WF1 scores, emphasizing that forested landscapes alone do not determine wildfire-driven water contamination potential. Municipality 3, characterized by consistently high forest cover (88%–100%) and high runoff potential, displays a narrower range of WF1 scores (26.5–30.0), all within the ‘High’ potential impact level. While forests provide fuel for wildfires, they also act as a natural filtration system that can help maintain source water quality under non-fire conditions. Consequently, wildfires in highly forested watersheds can amplify the extent of post-wildfire water contamination while simultaneously compromising the multiple-barrier benefits that forests provide, posing challenges for DWTP resilience to wildfire.

4.4 Discussion

4.4.1 Key drivers of the post-wildfire vulnerability of drinking water intakes

The application of the framework to three municipalities revealed key differences in DWI vulnerability to post-wildfire runoff and erosion, highlighting the influence of landscape heterogeneity in shaping post-wildfire water contamination risks. The narrower range of WF1 scores observed for Municipality 3 suggests that homogeneous landscapes may yield more predictable post-wildfire vulnerability patterns, which could simplify management strategies compared to municipalities with highly heterogeneous landscape. Beyond landscape structure, climate change effects on rainfall also play a defining role. Municipality 2 shows the highest sensitivity to increased rainfall, as reflected by its rainfall adjustment variable (1.14), which leads to the most significant shifts in potential impact level. This suggests that sub-watersheds in

Municipality 2 are particularly susceptible to climate-induced increases in hydrological connectivity contributing to the post-wildfire runoff and erosion response. These results underscore the importance of accounting for both intrinsic landscape characteristics and climate-driven rainfall changes in vulnerability assessments. They also reinforce the need for region-specific mitigation strategies that reflect the geographic and environmental context of each municipality.

In addition to these factors, differences between historical and projected fire regimes under climate change further shape post-wildfire contamination risks. In this study, each municipality falls within a distinct fire regime zone, meaning that all selected sub-watersheds within a given municipality share the same fire regime score. While this uniformity eliminates intra-municipality variability in WF1 scores due to fire regime, its inclusion remains essential for inter-municipality differences in vulnerability. This is particularly evident when comparing sub-watersheds that share similar forest cover and runoff potential across municipalities but differ in their fire regime scores, revealing how fire regimes alone can modulate potential impact on DWI vulnerability. For instance, in Municipality 2 (fire regime score: 0.59), WF1 scores are systematically higher than those observed in Municipality 1 (fire regime score: 0.49) and Municipality 3 (fire regime score: 0.35), despite comparable landscape characteristics. This pattern reflects a greater projected increase in wildfire activity under climate change in Municipality 2, which in turn results in higher DWI vulnerability to post-wildfire runoff and erosion. These findings support the idea that—even when uniform across sub-watersheds—the fire regime score remains a critical component of the vulnerability assessment, as it modulates the overall intensity of the post-wildfire runoff and erosion response and can help define priority areas for mitigation under changing climate conditions.

This multi-site application shows that the framework not only can identify DWI vulnerability at the sub-watershed scale but also captures broader spatial trends, offering insight into how geographic and environmental contexts drive potential post-wildfire water contamination. Applying the framework across multiple ecoregions could help determine whether specific ecological zones are inherently more susceptible to potential wildfire-induced impacts on water quality at DWIs. Identifying such patterns could support broader deployment of mitigation strategies at the ecoregion level, ensuring that areas with higher exposure to wildfire-related water contamination are addressed beyond municipal boundaries. This approach can contribute to establishing an initial layer of protection for surface drinking water sources by identifying upstream threats at larger spatial scales. Municipalities can further implement targeted potential adaptation

strategies at a finer scale (Murphy et al., 2015), enhancing DWI resilience to post-wildfire water contamination and strengthening long-term drinking water quality protection. This framework may also hold broader international relevance for rapidly developing regions, where land-use change and wildfire risk may co-occur. In such contexts, proactive planning for drinking water protection becomes especially important.

4.4.2 Implications for forest management and drinking water protection

Although the results indicate that higher forest cover is associated with higher WF1 index scores, it is essential to avoid misinterpreting this as evidence that reducing forest cover would mitigate surface water contamination risks by limiting wildfire behavior. While dense forests do provide fuel for wildfires to spread, they are also a fundamental component of the multiple-barrier approach to drinking water protection. Forested landscapes act as a natural filtration system, reducing sediment, nutrients, and contaminants before they reach DWTPs (Ernst et al., 2004). The post-wildfire runoff and erosion response may increase contamination risks in forested watersheds, but maintaining forest integrity remains critical for sustaining long-term water quality and supporting DWTP resilience. This dual role of forests highlights the need for land management strategies that do not treat forests solely as a vulnerability factor, but rather as a valuable asset to be managed in ways that balance wildfire mitigation with drinking water protection. To achieve this balance, selective fuel management strategies—such as prescribed burns and strategic thinning—can help reduce wildfire intensity while preserving essential ecosystem services (Brodie et al., 2024; Fernandes & Botelho, 2003). These strategies can be maximized by identifying and prioritizing watersheds for implementation at a larger scale. Additionally, targeted erosion control measures in sub-watersheds with both high forest cover and elevated runoff potential can limit post-wildfire sediment transport, thereby minimizing impacts on downstream DWIs. Reinforcing protective infrastructure and operational capacity at DWTPs (e.g., intake redesign, flexible offtake points, early warning systems, or securing alternative water sources) is also vital to ensure drinking water safety during and after wildfire events (Shah et al., 2022). Effective coordination between drinking water managers and other involved agencies (e.g., environmental resource agencies, forest management agencies) is equally important, yet often occurs reactively in response to wildfire impacts rather than as part of proactive planning.

4.4.3 Strengths and novelty of the framework

The post-wildfire runoff and erosion indices developed in this study offer a practical scoring approach for assessing the vulnerability of DWIs to post-wildfire water contamination through runoff and erosion. The framework supports systematic sub-watershed prioritization using accessible data, and its streamlined design facilitates faster decision-making and efficient resource allocation. This makes it particularly suitable for planning contexts and urban development where modeling capacity and data availability are limited. The framework can be integrated into both emergency response efforts and long-term source water protection planning, which strengthens its practical relevance for municipalities. In the short term, it supports the development of targeted land use regulations to mitigate post-wildfire impacts on DWIs, adapt infrastructure, and guide urban development in the context of land use change. Over the long term, it helps stakeholders proactively safeguard DWI integrity and strengthen resilience of drinking water systems. Its dual utility in both emergency response and strategic planning is especially valuable as wildfire activity intensifies under climate change (Abatzoglou & Williams, 2016; Flannigan et al., 2013; Jones et al., 2022; Wasserman & Mueller, 2023).

This approach complements existing tools by jointly integrating climate change and hydrological connectivity, an approach not combined in previous indices. It provides a climate-integrated, data-accessible tool for prioritizing sub-watersheds based on their potential to contribute to post-wildfire water contamination under current and future conditions, as future rainfall extremes may amplify erosion and sediment delivery to DWIs (Loiselle et al., 2020; Moody & Martin, 2009). Incorporating climate change provides a temporal dimension that strengthens long-term water source protection planning, enabling municipalities to anticipate and prepare for climate-driven post-wildfire water contamination potential.

The framework relies on spatial datasets with inherent uncertainties, along with assumptions and simplifications that may influence the index score interpretation. The chosen high-emissions scenario (SSP3-7.0) is considered “unlikely” under current policies (Hausfather & Peters, 2020), but remains relevant for assessing how intensified rainfall could influence post-wildfire runoff and erosion response. Using this scenario is not intended to predict exact future climate conditions, but rather to explore how sub-watershed response may evolve under precipitation extremes. Forest cover data do not capture dynamic changes related to logging, regeneration, or disturbance.

Similarly, drainage capacity and slope may overlook site-specific heterogeneity—particularly soil characteristics and land use types—that can influence the post-wildfire runoff and erosion response at finer spatial scales. Fire regime scores were also assigned uniformly within FRZ, limiting sensitivity to small-scale variations in topography or vegetation structure that can affect fire susceptibility. Nonetheless, the qualitative structure of the framework mitigates the influence of these uncertainties by supporting relative comparisons rather than predictions. Its design enables prioritization of sub-watersheds despite data variability while remaining adaptable to more refined datasets when available. The framework can be adapted to diverse geographic and environmental contexts by incorporating locally relevant variables, based on available data or expert advice. Its flexible structure of the framework facilitates interdisciplinary collaboration with experts in hydrology, ecology, and water quality, allowing further refinement of post-wildfire hydrologic and geomorphic components.

The framework is also consistent with existing drinking water protection regulations—such as Quebec’s Water Withdrawal and Protection Regulation (WWPR) (MELCCFP, 2025)—and complements climate-resilient drinking water protection planning strategies, supporting broader national adaptation strategies. Ensuring DWTP resilience to growing wildfire threats will require both adaptable assessment tools and scalable protection planning.

The framework also demonstrates coherence between the intrinsic WF1 scores and the historical wildfire activity observed in the studied municipalities. In Municipality 1, the four zones experienced numerous wildfires from 1972 to 2024, mostly small events ($<2 \text{ km}^2$) with two larger wildfires (70 and 77 km^2), resulting in a cumulative burned area of less than 1% of the total watershed areas (Table A.7 and Figure A.5). This aligns with the predominance of 'Low' and 'Moderate' intrinsic WF1 potential impact levels. Municipality 2 experienced some large wildfires, with cumulative burned area reaching 22% in zone A and 16% in zone B. This historical wildfire activity is consistent with the predominance of 'High' and 'Very high' intrinsic WF1 potential impact levels. Although Municipality 3 experienced only one wildfire in 2023 (7.5 km^2 ; 1.4% of the basin), it lies within the boreal forest, in a zone dominated by coniferous species such as black spruce and jack pine. These forest types are known to sustain more intense and harder-to-control wildfires (Rowe & Scotter, 1973). In this context, a 'High' intrinsic WF1 scores remains consistent with the wildfire behaviour characteristic of this region.

4.4.4 Future refinements and limitation

Future refinements could expand the set of environmental variables considered. Case studies across varying landscapes—categorized by landscape attributes (e.g., tree type, slope, and soil characteristics), and catchment type (e.g., lakes, rivers, and reservoirs)—could clarify which variables most strongly influence contamination risks. Such insights could then identify priorities for framework improvement while maintaining simplicity of application. Similarly, morphometric variables—such as watershed geometry, drainage networks, texture, and relief aspects—should also be considered in future refinements. These variables are widely used in resource management (Singh et al., 2023) because they influence runoff, peak discharge, and soil erodibility (Tripathi et al., 2005). Their integration could enhance sub-watershed prioritizations by better distinguishing areas with higher susceptibility to erosion, thereby guiding upstream erosion control to protect DWIs. However, their calculation requires significant data processing, which limits their practicality for rapid assessments (Singh et al., 2023).

Road density was not included in this framework, as ignition risk and suppression capacity are outside its scope. However, it could complement broader vulnerability assessments that address these aspects. Roads may act as firebreaks by disrupting fuel continuity and facilitating firefighting operations, yet they can also increase wildfire ignition risks, particularly in fire regimes dominated by human-caused wildfires, where roads enable both accidental and intentional ignitions (Morrison, 2007).

Beyond environmental drivers, this framework does not account for socio-economic dimensions. Unlike some indices that weigh population size in vulnerability assessments (Robichaud & Padowski, 2023; Robinne et al., 2019), this approach focuses on environmental features. As a result, it prioritizes sub-watersheds with the highest potential impact, regardless of population served by the DWTP.

While additional environmental and hydrological variables could refine sub-watersheds prioritization, their integration must be consciously balanced against the framework's goal of accessibility and simplicity.

This framework does not quantify runoff volume and sediment loads, which are critical for determining contaminant mobilization and its impact on DWI vulnerability (Langhans et al., 2016; Smith et al., 2011). Consequently, the magnitude and duration of post-wildfire impacts on surface

water quality—and their operational consequences for DWTPs—cannot be assessed quantitatively. It also does not track the fate and transport of specific harmful contaminants, limiting its capacity to guide treatment adaptation strategies. This is important, as contaminants pose distinct operational and regulatory challenges. For instance, post-wildfire fluctuations in dissolved organic carbon levels can influence disinfection by-products formation (Emmerton et al., 2020), whereas increased heavy metal levels are often more easily managed through most conventional and advanced treatment technologies (Emelko et al., 2011). Identifying contaminants of concern under site-specific conditions is therefore essential for guiding treatment responses.

The exclusion of hydrological modeling limits the capacity to capture the complexity of post-wildfire runoff and erosion processes. The framework is designed not to predict impacts quantitatively, but to provide a qualitative assessment of DWI vulnerability and support sub-watershed prioritization based on hydrogeomorphic factors. This focus makes it a practical tool for guiding upstream mitigation measures to reduce potential downstream impacts on DWIs.

The use of indicators and indices is common in environmental management, leading to the need for their validation. Such validation is challenging given that environmental indicators and indices frequently lack straightforward objectives, and their outcomes are instead inherently subjective (Moriarty et al., 2018). According to Rykiel (1996), validation, in its broad use, simply means showing that a model (or index) meets its performance criteria. In this study, the main objective was to develop a qualitative framework to rapidly assess the vulnerability of drinking water sources to wildfire threats under a changing climate using readily available data. The parameters included in the indices are based directly on these data sources and are intended to support the prioritization and targeting of sub-watersheds for management actions. These actions may include the water quality data collection to confirm the impact of occurring wildfire threats, or initiating discussions with DWTP operators in areas where the vulnerability is deemed high.

4.5 Conclusions

The proposed framework builds upon past frameworks that linked wildfire hazard to DWI vulnerability, while considering post-wildfire runoff and erosion responses. These responses directly govern contamination threats to water supplies, and their inclusion in the framework ensures connectivity between the burned watershed and downstream DWIs. As in past framework, climate change has been integrated into wildfire hazard. In addition, the framework incorporates

projected changes in precipitation patterns that may alter post-wildfire hydrologic and geomorphic processes. It provides an integrated approach to assess the regional-scale vulnerability of DWIs to the post-wildfire runoff and erosion response by incorporating key environmental variables, while also accounting for dilution effect associated with increasing distance. Although this framework is simple and draws on readily available data, it does not quantify runoff volumes, erosion yields, or contaminant loads. Still, it reveals significant trends that can inform proactive wildfire risk management and source water protection strategies. The following conclusions can be drawn:

- A regional-scale vulnerability assessment conducted in three Quebec municipalities with distinct environmental characteristics identified forest cover and runoff potential as critical factors influencing post-wildfire water contamination.
- Incorporating rainfall data under climate change amplifies potential impact levels in some sub-watersheds and WF2 refined prioritization by highlighting the importance of proximity to DWIs.
- The framework is designed as a qualitative and accessible tool, so it does not quantify runoff volumes or specific contaminant loads, excludes detailed hydrological modeling, and focusses on environmental variables. This simplicity supports broad applicability while also pointing to opportunities for future refinement, such as integrating morphometric parameters.
- Despite its limitations, the simplicity of the framework and its reliance on readily available data make it a practical tool for an initial vulnerability assessment of DWIs to the post-wildfire runoff and erosion response, supporting land-use planning and source water protection by identifying upstream areas where wildfire mitigation could effectively reduce risks to drinking water systems.
- Future work could extend the framework to include fire risks at the wildland-urban interface, where fires can spread through non-forested areas and still threaten DWIs
- As wildfire activity intensifies under climate change, this framework can guide proactive, landscape-based approaches to protect public health and enhance DWTP resilience.

4.6 Acknowledgments

We thank Quebec's Ministry of the Environment, the partner municipalities, and the watershed organization team responsible for the study areas for contributing to the data collection and vulnerability assessments.

CHAPITRE 5 ARTICLE 2: WATER MASSES COLLIDE: UNDERSTANDING SPATIO-TEMPORAL VARIATIONS OF ORGANIC MATTER AND PHYTOPLANKTON AND THEIR REPERCUSSIONS FOR DRINKING WATER

Water masses collide: understanding spatio-temporal variations of organic matter and phytoplankton and their repercussions for drinking water

Evelyne Pouliot^{1*}, Françoise Bichai¹, Natasha McQuaid¹, Juan Francisco Guerra Maldonado¹,
Sarah Dorner^{2*}

¹ *Polytechnique Montréal, Department of Civil, Geological and Mining engineering, 2900
Edouard-Montpetit Blvd, Montréal, QC H3T 1J4, Canada.*

² *Industrial Chair on Drinking Water, Department of Civil, Mining and Geological Engineering,
Polytechnique Montréal, Montreal, QC H3C 3A7, Canada*

Ce chapitre présente l'article scientifique soumis au journal *Environmental Science : Processes &
Impacts* (Royal Society of Chemistry) le 26 février 2026.

5.1 Abstract

Increasing dissolved organic matter (DOM) concentrations in surface waters, associated with recovery from acidic deposition and amplified by global change, challenge drinking water treatment. In large river confluence systems, highly variable source waters from two distinct water masses introduce additional operational uncertainty, while the unique implications of DOM dynamics for source water protection and treatment integrity remain unclear. In this study, optical (FEEM-PARAFAC) and chromatographic (LC-OCD) analyses were performed to investigate spatio-temporal DOM dynamics and interactions with phytoplankton, along the lower Ottawa River and at its confluence with the St. Lawrence River. This system constituted a major drinking water source in one of the most densely populated regions of Canada. The results indicate strong temporal contrast and limited spatial variability, with DOM dominated by humic-rich, aromatic material driven by continuous terrestrial inputs and hydrological variation. Phytoplankton exerted a limited influence on DOM composition, reflecting the minor contribution of phytoplankton-derived material within an allochthonous-dominated DOM pool. Mixing with St. Lawrence River periodically altered DOM quantity and quality, introducing more protein-like and biopolymer

fractions. This unique context challenges drinking water treatment through abrupt shifts in DOM characteristics, underscoring the relevance of advanced monitoring to support flexible treatment options, while ongoing climatic change further amplifies operational pressure.

5.2 Introduction

In aquatic environments, dissolved organic matter (DOM) plays an important role in the carbon cycle (Bianchi, 2011). DOM forms a complex and dynamic heterogeneous mixture of organic substances with different molecular sizes, physicochemical properties, and functional groups—such as aromatic, aliphatic, phenolic, and quinone structures (Jaffé et al., 2008). DOM originates from allochthonous (soil leaching, rock weathering, atmospheric inputs) and autochthonous (phytoplankton, aquatic plants, heterotrophs) sources, as well as from anthropic activities (industries, wastewater, agriculture). Allochthonous DOM is typically characterized by aromatic and high molecular weight compounds, whereas autochthonous DOM is often linked to aliphatic, low molecular weight, protein-like compounds, and anthropogenic DOM to nitrogen-rich, labile molecules resembling microbial signatures (Lambert et al., 2017; Liu et al., 2020; Williams et al., 2016; Williams et al., 2010; Wilson & Xenopoulos, 2009). Beyond the origins (i.e., allochthonous, autochthonous, anthropogenic), molecular composition of DOM is determined by land use types and hydrological events (e.g., snowmelt, drought, flood, rainfall), while water residence time can influence the extent of in-stream transformation—such as photodegradation (Cory et al., 2014; Tadeu et al., 2021), flocculation (Sholkovitz, 1976) and biological degradation (by autotrophs and heterotrophs) (Bauer & Bianchi, 2011; Guillemette & del Giorgio, 2011). These transformations can significantly alter the DOM molecular composition, isotopic signatures, reactivity, and optical properties (McKnight et al., 2001). Reduced acidic deposition has contributed to the increasing export of terrestrially-derived DOM into aquatic systems, particularly in northern latitudes, further amplified by global change (Anderson et al., 2023; Anderson et al., 2017; Blanchet et al., 2022; Redden et al., 2021).

Phytoplankton contributes to DOM pools through the release of protein-like components (e.g., peak T; Figure B.1), and their biomass is microbially transformed into humic-like substances, including fluorescence peaks A and C (Figure B.1)—traditionally attributed to allochthonous sources (Lobus et al., 2022; Romera-Castillo et al., 2011; Zhang, Liu, et al., 2013). While phytoplankton contributes to DOM inputs, DOM can, in turn, influence phytoplankton community structure (Ai

et al., 2024; Liu et al., 2024; Liu et al., 2021; Wen et al., 2022). High terrestrial DOM content can reduce light penetration in surface waters, constraining primary production (Deininger et al., 2017; Kelly et al., 2018; Reynolds, 2000) and favoring taxa adapted to low-light environments, such as flagellated algae, diatoms, and phagotrophic phytoplankton (Deininger et al., 2017; Mayora et al., 2015). Conversely, it may also enhance nutrient availability (i.e., carbon, nitrogen, phosphorus) under inorganic nutrient limitation (Burpee et al., 2016), promoting higher microalgal biomass (Kissman et al., 2016). Remineralization of autochthonous DOM can contribute to the internal nutrient pool, potentially promoting algal bloom formation or sustaining existing algal bloom through positive feedback (Bao et al., 2023; Wang, Huang, et al., 2019). DOM released during algal bloom can challenge drinking water treatment, while cyanobacterial blooms may additionally be accompanied by cyanotoxins, requiring further treatment interventions (Merel et al., 2013).

DOM—regardless of origin—can contribute to color, taste, odor issues (Gheraout, 2014; Lanciotti et al., 2003; Srinivasan & Sorial, 2011), promote potential disinfection by-product (DBP) formation (Andersson et al., 2020; Fang et al., 2010; Nguyen et al., 2023), interfere with coagulation (Chen et al., 2006; Henderson et al., 2010), and, along with intact algal cells, cause severe membrane fouling (Gao et al., 2011; Merel et al., 2013; Zhou et al., 2014). Therefore, understanding DOM-phytoplankton relationship is important and has been explored in diverse systems, including subtropical rivers (Liu et al., 2024; Liu et al., 2021), urban lakes (Ai et al., 2024), and high-altitude lakes (Dory et al., 2022). However, their interactions in large temperate rivers dominated by humic-rich allochthonous DOM still remain poorly studied. Yet this gap is critical in large, human-impacted rivers that serve as drinking water sources, where land use and hydrology can shape DOM-phytoplankton community interactions. Understanding DOM dynamics and its interaction with phytoplankton is essential for anticipating threats to drinking water treatment processes, improving monitoring strategies, and supporting operational decision-making to safeguarding surface drinking water sources and public health.

To clarify the DOM dynamic and its relationship with phytoplankton community structure in a large temperate river, this study focuses on the Ottawa River Watershed in Québec and the Hochelaga Archipelago where the Ottawa River and Saint Lawrence River mix. This large temperate system is subject to urban and hydrological pressures and supplies drinking water to more than 3.1 million inhabitants in the Greater Montréal Area (MAMH, 2025). The objectives of this study are: (1) to describe spatial and temporal patterns of DOM concentration and composition;

(2) to explore the assemblage of spatiotemporal changes of phytoplankton community; (3) to assess the relationship between phytoplankton community and DOM components; (4) to evaluate the effects of variable source waters on DOM dynamics at a drinking water intake. This is the first study to tackle the rare situation of predicting year-round shifts in dominance between two contrasting source waters in the context of drinking water supply. The work provides a novel approach for drinking water intake exposed to variable source waters, supporting flexible treatment options and providing essential operational guidance. Under highly variable conditions, critical input and guidance are essential to support timely treatment decisions, while ensuring rapid response to abrupt shifts in source water quality. In the context of climate and global change, increasing uncertainties linked to source water supply intensify pressure on drinking water systems. Insights from this study extend beyond this rare system by guiding monitoring and operational strategies designed to anticipate source water quality variability and support the long-term sustainability of drinking water infrastructure.

5.3 Methods

5.3.1 Study area

The Ottawa River is the second largest river in Eastern Canada and is the main tributary of the Saint-Lawrence River. The river flows north to south for 1271 km and drains a watershed of approximately 146,000 km². In its lower reach, the river widens to form Lake Deux-Montagnes, from which water flows toward four distinct outlets (Figure 5.1). The Ottawa River Watershed is located in a humid continental climate zone, characterized by very cold, snowy winters and warm, relatively dry summers.

From Lake Deux-Montagnes, a part of the Ottawa River drains into St. Lawrence River through Lake St. Louis. Water from the St. Lawrence River originates from the Laurentian Great Lakes system, a sedimentary basin that supplies clear water. At the confluence, the Ottawa River flows along the north shore of Lake St. Louis, whereas the St. Lawrence River flows along the south shore, with a median zone of mixed water whose location and dimension vary seasonally with discharge. Their contrasting physicochemical properties—brown, organic-rich, high nutrient, and ion-poor Ottawa waters versus green, mineral-rich, low nutrient, and ion-rich St. Lawrence waters (Hudon, 2000)—create a pronounced lateral gradients between north and south shores.

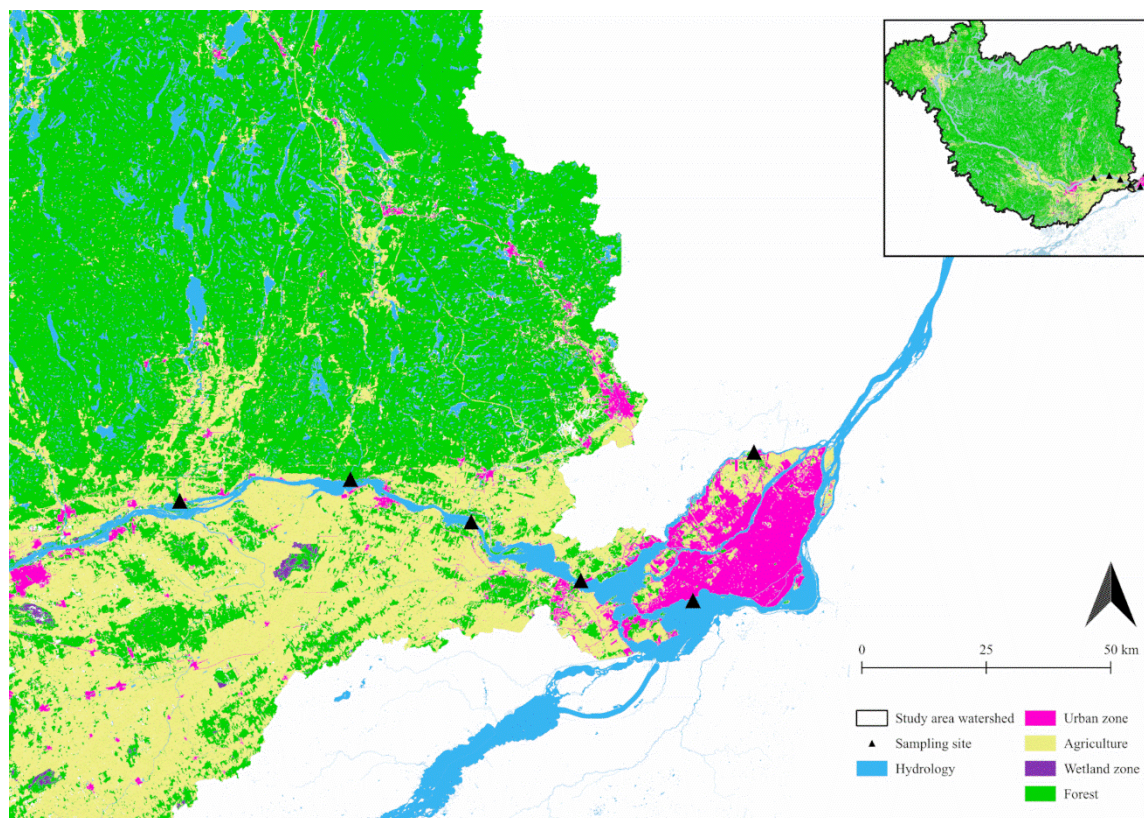


Figure 5.1 Map of the study area showing the sampling site location and name (black triangle) and land use types in the Ottawa River Watershed.

5.3.2 Sampling campaign

Surface water samples were collected during two periods, the growing-season (mid-May to October) and the snowmelt period (March to mid-May) (Figure 5.1 and Table 5.1). In this study, the growing-season begins once hydrological conditions reach baseline discharge levels following the spring freshet, whereas the snowmelt period correspond to the spring freshet. During the growing-season, six sites (GS1 to GS6) were sampled under base flow conditions (≥ 3 days without precipitation), resulting in 60 samples across 12 campaigns. During the snowmelt period, two sites were sampled (SM1 and SM3) between February and April of 2024, resulting in 18 samples (Annexe B.1).

Table 5.1 Characteristics of the sampling sites.

No.	Sampling location	Sampling period ¹	ID	Location characteristics	Hydrological and land use context	Type of sample collected
1	Lake Saint-Louis	Snowmelt	SM1	Confluence of the Ottawa and St. Lawrence Rivers	Varying mixtures of Ottawa and Saint Lawrence River waters according to hydrological conditions	Drinking water Intake
		Growing-season	GS1			
2	Milles-Iles River	Growing-season	GS2	Downstream along the Mille Îles River draining Lake Deux Montagnes	Highly human-impacted river, classified as among the most microbiologically contaminated in the province of Québec (Hachad et al., 2022)	Drinking water Intake
3	Ottawa River	Snowmelt	SM3	End of the Ottawa River, before Lake Deux Montagnes	Outlet of the watershed Highly human-impacted	Drinking water intake
		Growing-season	GS3			
4	Ottawa River	Growing-season	GS4	Ottawa River	At a run-of-river damming	Direct river
5	Rouge River	Growing-season	GS5	Tributary of Ottawa river	Influence by forest activity and regeneration	Direct river
6	La petite-nation River	Growing-season	GS6	Tributary of Ottawa river	Influence by agriculture land, especially towards the end	Direct river

¹Sampling period are defined as snowmelt (March to mid-May) and growing-season (mid-May to October)

5.3.3 In situ measurements and sample collection

Field measurement of water temperature (°C), conductivity (Cond.), pH, dissolved oxygen (DO), turbidity, chlorophyll *a* (Chl-a), phycocyanin (PC), and fluorescent dissolved organic matter (fDOM) were conducted using a portable multiparameter water quality analyzer (YSI EXO2, USA) (Annexe B.2). fDOM values were temperature-corrected following Downing et al. (2012), and Menendez et al. (2022). Data from EXO2 Chl-a and PC sensors were excluded as measurements were below detection limits.

Total/dissolved organic carbon (COT/DOC) samples were collected in cleaned polyethylene bottles. Total nutrients (phosphorus (TP) and nitrogen (TN)) and dissolved nutrients (phosphorus (DP) and nitrogen (DN)) were collected in a distinct acid prewashed HDPL bottle. All samples were immediately placed in coolers with ice packs and stored at 4°C in the dark in the laboratory until analysis.

Water samples for phytoplankton analysis were collected in 40 ml prewashed glass vials without air bubbles and preserved with 0.3 mL Lugol's solution. All samples were immediately kept in the dark and later transferred to an ambient temperature chamber in the laboratory until analysis.

5.3.4 Chemical analysis of nutrients and organic carbon

Dissolved nutrient samples (DP/DN) were filtered through a 0.45 µm PES membrane, and filtrates were collected in a pre-acid washed HDPE bottles. Total (TP/TN) and dissolved (DP/DN) nutrient samples were acidified and frozen until analysis. TN and DN concentrations were analyzed by colorimetry using Lachat QuickChem 800 flow injection analyzer (USEPA-352.2), while TP and DP concentrations by segmented flow analyzer (Astoria-Pacific; USEPA-365.1).

A fraction of the carbon samples was transferred into pre-combusted glass vials for total organic carbon (COT) analysis. The remaining volume was filtered through pre-rinsed 0,45µm filters and transferred into pre-combusted glass vials for DOC, LC-OCD, and DOM optical analyses. All were immediately stored at 4°C in the dark until analysis. COT and DOC concentrations were quantified using a Sievers M5310C Laboratory COT Analyzer (Annexe B.2).

5.3.5 DOM composition analysis

Absorbance and fluorescence measurements

Specific ultraviolet absorbance (SUVA₂₅₄) was determined as the absorbance at 254 nm (m⁻¹) divided by the DOC concentration (mg C L⁻¹), and used as a proxy for DOM aromaticity (Williams et al., 2010).

DOM light absorbance (190 to 900 nm) was obtained at 1-nm interval (Shimadzu UV-1800 Spectrophotometer, Shimadzu Corporation), in a 1-cm quartz cuvette. Ultrapure water was used as the blank (Murphy et al., 2010). Fluorescence excitation-emission matrix (FEEM) measurements were obtained using fluorescence spectroscopy (Varian Cary Eclipse Fluorometer, Agilent Technologies). Fluorescence intensities were collected at emission wavelengths from 240 to

600 nm at 2-nm increments, and excitation wavelengths from 240 to 500 nm at 5 nm-increments. Parallel factor analysis (PARAFAC) was carried out on 61 EEMs to identify and characterize the DOM components (Stedmon & Bro, 2008). Further details of the PARAFAC model are provided in Annexe B.3 and B.4. Based on residual split analysis and comparison with the OpenFluor dataset, five fluorescence components were identified (C1 to C5), with humic-like substance C1 to C4, and protein-like substance C5. The detailed characterization of these components is provided in Annexe B.5 and Table B.2. The relative abundance of the components was calculated by dividing the fluorescence intensity ($F_{\max}$) by the total fluorescence intensity. The spectral slope ratio (S_R) as a proxy for molecular size (Helms et al., 2008), the fluorescence index (FI) to indicate DOM source (McKnight et al., 2001), the modified humification index (HIX) to assess the degree of humification (Ohno, 2002; Zsolnay et al., 1999), and the freshness index ($\beta:\alpha$ ratio) to indicate the extent of DOM degradation (Wilson & Xenopoulos, 2009). Further details of the spectroscopic analysis are provided in Table B.3.

Liquid Chromatography—Organic Carbon Detection

Liquid chromatography—organic carbon detection (LC-OCD) was used to separate DOM into five distinct molecular weight fractions, based on the hydrodynamic radii (Huber et al., 2011). The relative contribution of each fraction was calculated as a percentage of the total chromatographic DOC. Further details about molecular characteristics of the five fractions are provided in Table B.4.

5.3.6 Statistical analysis

All statistical analysis and figures were performed using R-studio (v4.2.1). Prior to analysis, normality and homoscedasticity were verified. Spatial variation in water chemistry and DOM composition were explored using principal component analysis (PCA; *rda()*, *vegan* v2.6.4). Significant differences in DOM characteristics among sites were tested via one-way ANOVA followed by Tukey HSD ($p < 0.05$).

Bray-Curtis distance metrics were applied to phytoplankton species composition to perform principal coordinate analysis (PCoA; *vegan* v2.6.4). Detrended correspondence analysis (DCA) was performed (*decorana()*, *vegan* v2.6.4). Gradient lengths supported linear modeling for abundance (1.02 for the first axis) and both linear and unimodal models for biovolume (3.75 for the first axis). After comparison, linear model was retained as it yielded a higher adjusted R^2 .

The relationship between phytoplankton community and DOM composition was tested using Mantel test (*mantel()* function). Key DOM variables shaping phytoplankton species composition were identified using forward-selection procedure with Monte-Carlo permutation tests (*ordi2step()*, 999 permutations, $p_{adj} < 0.05$), retaining non-collinear variables ($VIF < 20$). Redundancy analysis (RDA) to assess the influence of DOM composition, as explanatory variables, on phytoplankton community structure, as response variables.

5.4 Results

5.4.1 General water chemistry

PCA analysis revealed clear spatial patterns in general water chemistry. PCA types were defined as inter-temporal (combined periods) and intra-temporal (separated periods). The growing-season PCA (intra-temporal) best captured site-specific differences (Figure 5.2). In contrast, inter-temporal and snowmelt PCAs primarily reflected strong temperature gradients (Figure B.4A and B). Highly correlated parameters were excluded to reduce redundancy: TN was retained over DN ($R^2 = 0.83$; $p < 0.001$), and $\beta:\alpha$ ratio over BIX ($R^2 = 0.98$; $p < 0.001$) (Figure B.5).

During the growing-season, PC1 and PC2 explained 45.0% and 23.5% of total variance, respectively. PC1 captured a strong nutrient gradient, with site GS2 clustering at the negative end, consistent with nutrient enrichment from multiple combined sewer overflows (CSO) (Hachad et al., 2022), known to be major nutrient sources (Perry et al., 2024). Tributaries GS5 and GS6 were positioned at the positive end of PC1, aligning with higher DO concentrations. However, only nutrient concentrations differed significantly between GS2 and the tributaries ($p < 0.05$). PC2 separated Ottawa River mainstem sites (GS1, GS3, GS4), with GS1 exhibiting the broadest dispersion driven by DOC concentration and conductivity variability linked to hydrological mixing with St. Lawrence River water. An early-snowmelt sample at GS1 showed similar behavior, indicating temporary dominance of St. Lawrence River waters (Figure B.4B).

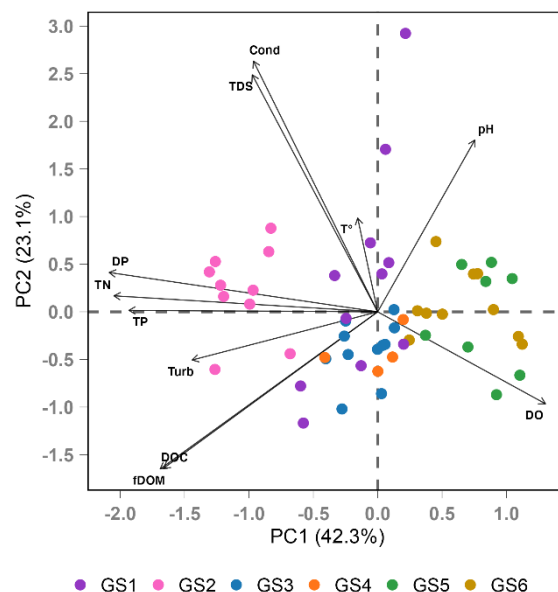


Figure 5.2 General water chemistry during the growing-season

5.4.2 DOM composition

DOC concentrations and SUVA were higher during snowmelt than in the growing-season, at paired sites GS1/SM1 and GS3/SM3 (Figure 5.3A and B). This shift was accompanied by a significant increase in HOC fractions (Figure 5.3D). SUVA values generally exceeded 4, indicative of hydrophobic, aromatic compounds dominance. Lower SUVA values, between 2 and 4, reflective a mixture of hydrophobic and hydrophilic compounds (Edzwald & Tobiasson, 1999; Matilainen et al., 2011; Weishaar et al., 2003), were observed at GS6 and in some GS1/SM1 samples when influenced by the St. Lawrence River waters. Despite similar DOC concentrations, GS5 showed higher SUVA than GS6.

Temporal differences were observed in LC-OCD fractions. HS, BB, LMW_a and LMW_n proportions were significantly lower during snowmelt than in the growing-season (GS1 vs. SM1; GS3 vs. SM3; $p < 0.002$). Across all sites and periods, HS dominated (48%-60% of DOC), followed by BB, LMW_n, BP and LMW_a (Table B.5). PARAFAC components confirmed humic-like C1 as dominant (48%-42%), followed by microbial humic-like C2 (29%-31%), while protein-like C5 remained the lowest (3%-7%) (Figure 5.3E). BP contributions were moderate across sites and periods, consistent with other river systems (Aukes et al., 2021; He et al., 2016).

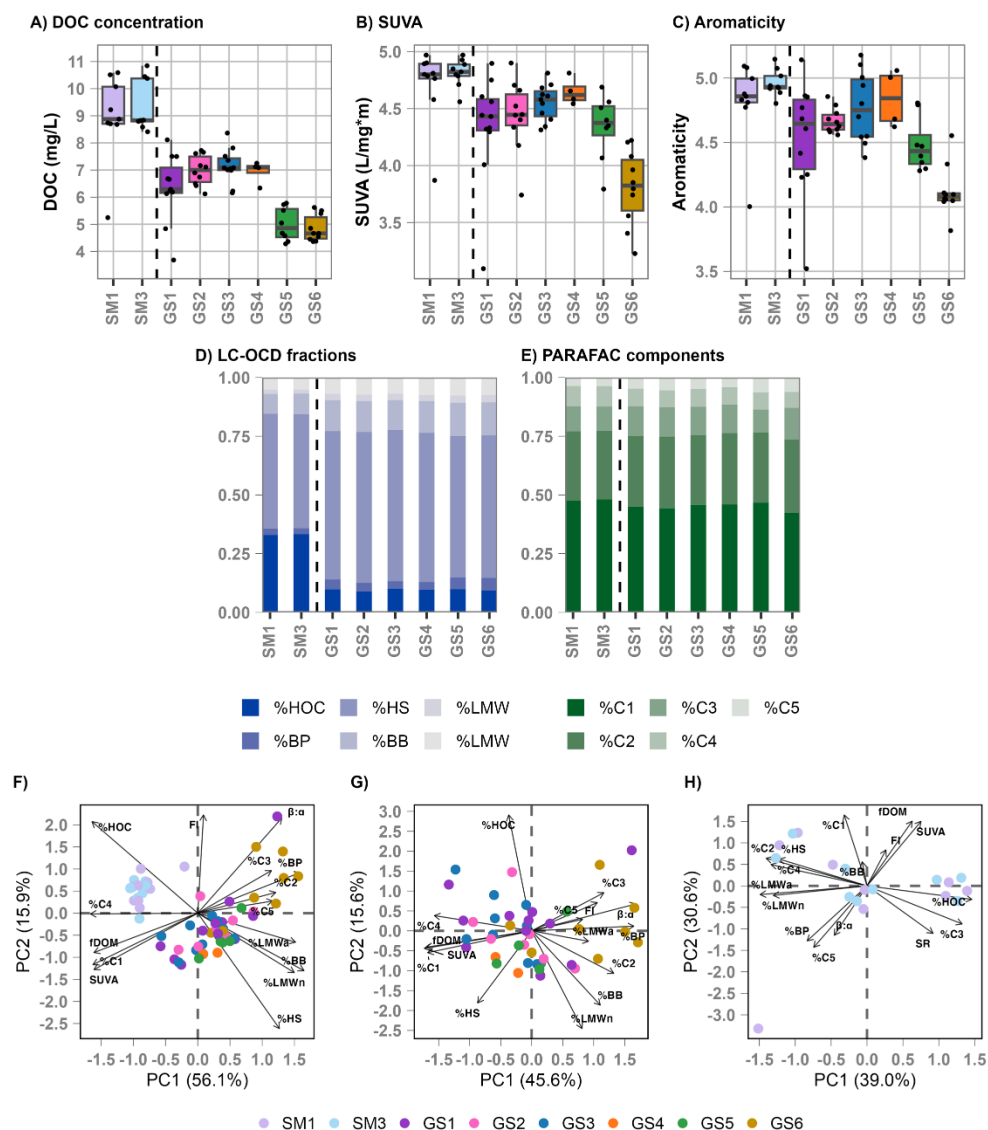


Figure 5.3 Variation in DOM quantity and quality across sites, and spatio-temporal patterns of DOM parameters. Boxplots show spatial differences in (A) DOC concentration, (B) SUVA, and (C). Barplots show average fractional DOM composition based on (D) LC-OCD fractions and (E) PARAFAC components. Score plots show the principal component analyses (PCA) across (F) all periods (inter-temporal), (G) the growing-season (GS), and (H) snowmelt period (SM).

PCA analysis of DOM composition (Figure 5.3F-H), PC1 and PC2 explained 55.9% and 16.0% of the total variance in the inter-temporal analysis, 45.5% and 15.5% during the growing-season, and 39.0% and 30.6% during snowmelt. SR was excluded from the inter-temporal and growing-season PCAs due to negligible loadings on both axes (<0.06 ; Figure 5.3F and G).

During the growing-season (Figure 5.3G), the negative-end of PC1 was defined by humic-rich, aromatic DOM (%HS, %C1, %C4, SUVA). Although HIX was excluded due to missing values, it was significantly correlated with the negative-end of PC1 ($r=-0.662$, $p<0.01$), supporting a more humified DOM of allochthonous origin (Ohno, 2002; Zsolnay et al., 1999). Ottawa River mainstem sites (GS1, GS3, GS4), GS2, and GS5 clustered toward this negative-end. However, GS5 showed greater %BB and %LMW_a variability (Figure B.6). GS6 was positioned at the positive-end of PC1, associated with higher %BP, %C5, FI, and $\beta:\alpha$ —suggesting greater autochthonous influence and recently produced DOM (Williams et al., 2010; Wilson & Xenopoulos, 2009). SUVA was negatively correlated with %BP (Figure B.5; $R^2 = 0.72$; $p < 0.001$), consistent with BP fraction mainly containing saturated structures (Huber et al., 2011). However, FI and $\beta:\alpha$ values at GS6 remained within allochthonous ranges (Table B.5), as also indicated by LC-OCD fractions and PARAFAC components (Figure 5.3C and D). Moreover, the relative abundance of C2 and C5 components did not differ significantly from other sites.

During snowmelt, an early sample at SM1 (Figure 5.3H), collected during the initial freshet rise (Figure B.7), showed higher %BP and %C5, and lower fDOM and FI, reflecting St. Lawrence River dominance and a more autochthonous signature (Williams et al., 2010; Wilson & Xenopoulos, 2009). In contrast, SM3 showed enrichment of humic-rich and aromatic DOM (%HS, %HOC, %C4, %C1, SUVA), consistent with terrestrial inputs.

5.4.3 Phytoplankton community structure

A total of 304 species were identified, distributed across 131 taxa, 86 families, and 12 phyla. In terms of relative abundance, Cyanobacteria dominated (62-89%), followed by Ochrophyta (13-32%), with the highest Ochrophyta abundance observed at GS5 (32%) (Figure 5.4A). In contrast, relative biovolume was dominated by Bacillariophyta (16-42%) and Cryptophyta (6%-43%) (Figure 5.4B). At GS1, Dinoflagellata accounted for up to 21% of biovolume during the 2023 growing-season (sample #8-12; Figure B.8), consistent with the increasing influence of St. Lawrence River (Twiss et al., 2022), which was corroborated by high conductivity (Figure B.9). Species richness did not differ significantly at paired sites (SM1/GS1; SM3/GS3), but was significantly higher at GS4.

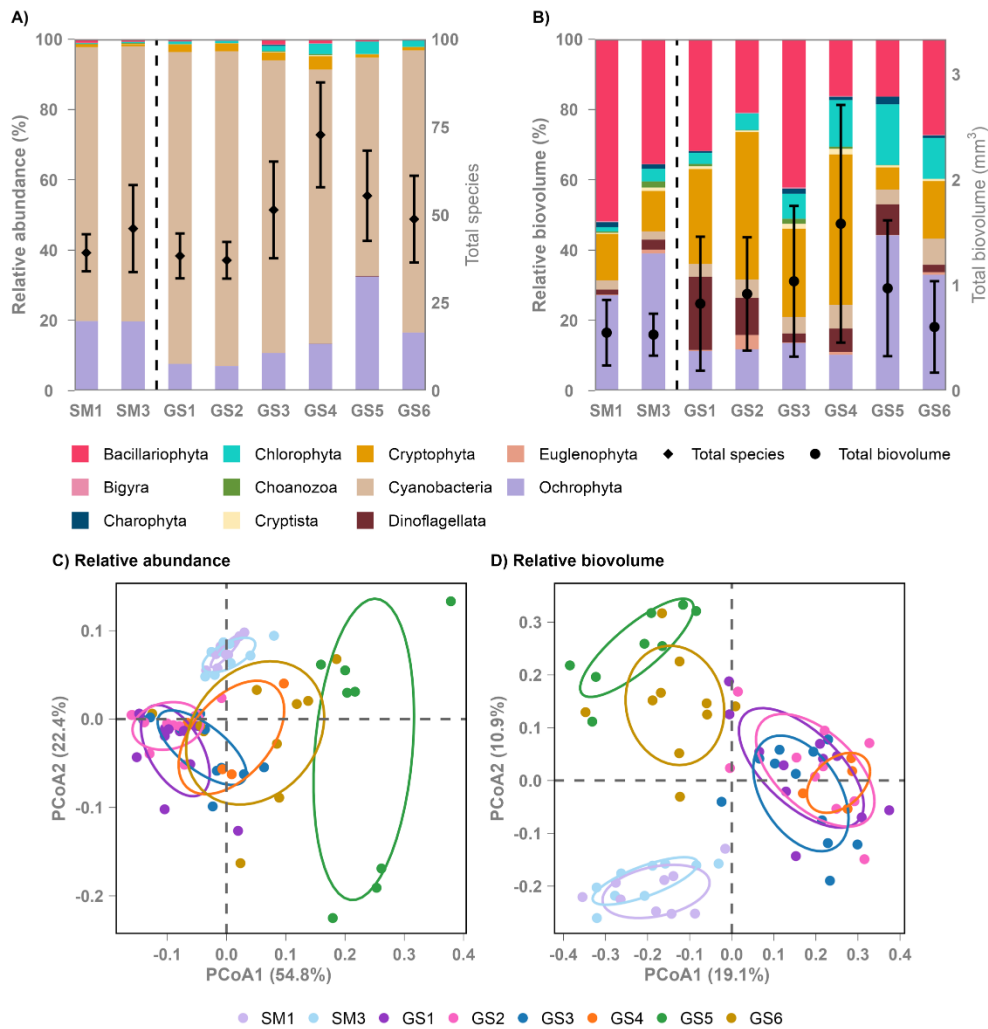


Figure 5.4 (A) Average relative percentage abundance of all phytoplankton groups, and (B) average relative percentage biovolume of all phytoplankton groups on each sampling site (GS1 to GS6 and SM1 and SM3). Principal coordinate analysis (PCoA) ordination biplot for phytoplankton community composition in terms of (C) relative abundance, and (D) relative biovolume. Ordinations are based on Bray-Curtis distance. Different colors indicate sampling sites and periods. Ellipses indicate 50% larger coverage probabilities, while the number of coordinates refers to the variance explained by the PCoA axes.

Species contributing over 5% of total abundance or total biovolume revealed spatial and temporal variations (Tables B.6 et B.7). *Aphanothece clathrate* var. *brevis* (Cyanobacteria), *Chromonas acuta* (Cryptophyta), and *Ochromonas sphagnalis* (Ochrophyta) were consistently detected across

sites and periods. During the growing-season, *A. clathrate* var. *brevis* and *O. sphagnalis* dominated relative abundance, while *O. sphagnalis*, *C. acuta*, *Cyclotella glomerata* (Bacillariophyta), and *Cryptomonas erosa* (Cryptophyta) contributed most to biovolume. Dinoflagellata biovolume was mostly attributed to *Peridinium aciculiferum* and *Peridinium inconspicuum* f. *spiniferum*. During snowmelt, both *A. clathrate* var. *brevis* and *O. sphagnalis* remained dominant in terms of relative abundance, with the latter increasing in both abundance and biovolume. At SM1, several Bacillariophyta, including *Cymatopleura elliptica* and *Gyrosigma* spp., also contributed to biovolume.

During the growing-season, GS5 was characterized by the presence of *Erkenia subaequiciliata* (Ochromyxa) and *Botryococcus braunii* (Chlorophyta), a species often linked to nutrient-rich and stagnant water conditions. GS6 was distinguished by *Lyngbya major* (Cyanobacteria) and *E. subaequiciliata*. GS2 was enriched in *Trachelomonas volvocina* (Euglenophyta), a species favored by high nutrient loads and low turbulence (Santana et al., 2016).

In term of relative abundance, phytoplankton community significantly differed among sites and period, with spatial variation playing a critical role in shaping phytoplankton assemblage along the river continuum (PERMANOVA: $F=9.44$, $p<0.001$) (Figure 5.4C). Specifically, samples from GS5 exhibited greater spatial heterogeneity, meaning a more dispersed phytoplankton composition. In term of relative biovolume, phytoplankton community differed among sites and periods (PERMANOVA: $F=4.12$, $p<0.001$) (Figure 5.4D), but spatial variation was attributable to the GS1-SM3 comparison. This suggests that phytoplankton biovolume exhibits less pronounced spatial heterogeneity than phytoplankton abundance.

5.4.4 DOM quality drivers and phytoplankton structure for source water monitoring

RDA revealed that DOM characteristics exerted a limited but significant influence on phytoplankton assemblage in the lower Ottawa River for both relative abundance and biovolume. For abundance, DOC, SUVA, %C1, %C3, and %C4 were retained as key predictors (forward selection, $p<0.05$, $VIF<20$), explaining 19.9% and 4.5% of the variance on the first two axes ($R^2=0.23$, $p<0.05$; Figure 5.5A). For biovolume, %HOC, %HS, %C2 and %C3, and SUVA were selected (forward selection, $p<0.05$, $VIF<20$), accounting for 10.4% and 5.1% of the variance on the first two axes ($R^2=0.27$, $p<0.01$; Figure 5.5B). Both RDAs revealed clear temporal and spatial

gradients, with snowmelt samples consistently aligned with gradients associated with terrestrial input—higher DOC, SUVA, humic-like component C1 and C4, and elevated %HOC—while growing-season samples shifted toward more internally processed DOM, notably components C3 and C2. Specifically, the limited explanatory power of DOM on phytoplankton assemblage reflects a stronger influence of environmental-driven dynamics, including hydrological variability and mixing processes.

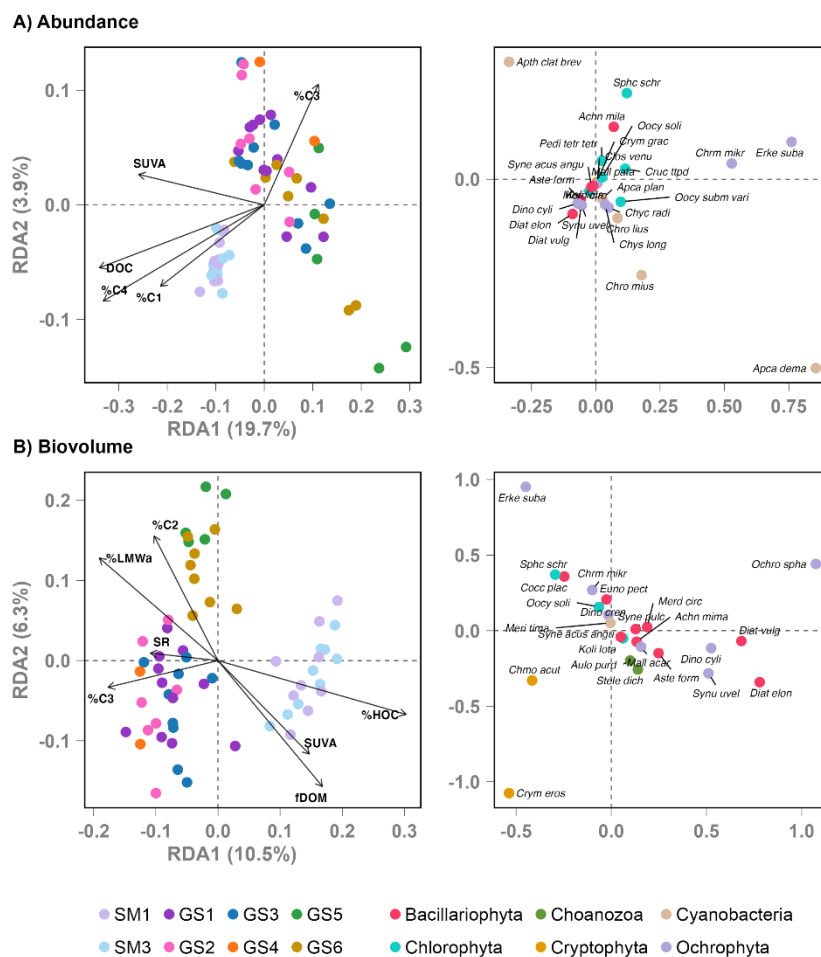


Figure 5.5 Redundancy analysis (RDA) of phytoplankton species composition and forward-selected environmental factors in terms of (A) relative abundance, and (B) relative biovolume. Different colors

indicate samples at different sampling sites. Only species with goodness of fit >0.2 are displayed.

Abbreviation of phytoplankton species can be found in Table B.8.

5.5 Discussion

5.5.1 Spatio-temporal variability of DOM composition across the watershed

DOM composition along the lower Ottawa River (GS1, GS3, GS4) showed limited spatial variation under base flow conditions, specifically when Ottawa river waters dominated at GS1—as indicated by lower conductivity (Figure B.9). The Ottawa River consistently delivers aromatic, humified, terrestrial DOM, as previously reported (Helie & Hillaire-Marcel, 2006), with microbial humic-like C2 component represented the second-largest contribution but never exceeded humic-like C1 component (Figure 5.3D). Unlike other large rivers, where aromatic DOM declines longitudinally—shifting toward more aliphatic DOM due to reduced connectivity with terrestrial sources (Casas-Ruiz et al., 2020; Creed et al., 2015)—this stability instead likely reflects hydrological mixing processes along the river continuum (Creed et al., 2015). Progressive integration of extensive upstream tributary inputs may ensure steady delivery of allochthonous DOM. Additionally, large rivers with low temperatures and high turbidity may exhibit weak longitudinal gradients in DOM quantity and quality, as both photochemical and biological transformations are attenuated (Casas-Ruiz et al., 2020). Furthermore, the limited availability of high-molecular-weight DOM (e.g., humic-like substance) as nutrient source instead supports limited photodegradation (Holopainen & Lehtikoinen, 2022; Liu et al., 2024). Groundwater flow paths may also sustain terrestrial DOM inputs (Tiwari et al., 2014). Although samples were collected during baseflow conditions, the large watershed (146 000 km²) complicates the exclusion of localized rainfall in upstream or lateral subcatchments that may have sustained terrestrial DOM inputs. This DOM quantity and quality stability may be specific to the studied section (~150 km) and not representative of the entire Ottawa River length (1271 km).

The role of Lake des Deux-Montagne in shaping DOM composition appeared limited. Although lakes typically show higher BP proportions than rivers (Aukes et al., 2021), its short water residence time (~3 days) (Pagé et al., 1972), likely even shorter during high flow period (Burford et al., 2012; León et al., 2016), limits in-lake DOM transformation and production (Abbasi et al., 2024; Kohler et al., 2013). Consequently, DOM characteristics at downstream sites (GS1/SM1) remained consistent with Ottawa River mainstem.

However, when St. Lawrence River waters dominated at the confluence site GS1/SM1—as indicated by higher conductivity (Figure B.9)—DOM characteristics diverged from upstream Ottawa River sites (GS3, GS4). Despite persistent terrestrial dominance, GS1/SM1 exhibited lower DOC concentrations, reduced humic-like C1 and C4 contributions, and higher proportions of microbial humic-like C2 and degraded humic-like C3. This suggests that St. Lawrence waters introduce more processed DOM, likely reflecting its upstream origin from a series of six lakes with a combined residence time exceeding 260 years (Quinn, 1992). This influence was particularly evident during the growing-season, and also supported by higher protein-like C5 and BP contributions observed during the snowmelt period (isolated sample; Figure 5.3H). Once that the Ottawa River discharge increased during the spring freshet, its waters flow atop those of the St. Lawrence (Ceballos et al., 2025; Hudon, 2000), shifting DOM characteristics toward Ottawa River signatures. This highlights the importance of precise hydrological characterization when interpreting spatio-temporal DOM variability.

Tributaries were also dominated by terrestrial DOM sources, but exhibited distinct molecular characteristics from mainstem sites. At GS5, DOM showed greater variability of degraded, low molecular weight fractions (BB, LMWa, LMWn). While BB is considered a degradation product of HS (Holland et al., 2020; Huber et al., 2011), LMWa and LMWn are further microbial or photochemical processing of BP, HS, and BB (Holland et al., 2020; Leenheer & Croué, 2003b; Liu et al., 2010). This can reflect more advanced in-stream processing under lower turbidity (Table B.5). In addition, logging activities are known to enhance DOM chemodiversity (Freeman et al., 2025) by altering the composition of exported material through both degradation (Edokpa et al., 2018) and autochthonous production (Maie et al., 2007). In contrast, the agriculturally influenced tributary GS6 was characterized by more autochthonous (higher FI) and recently produced (higher $\beta:\alpha$) of lower molecular weight (higher SR), enriched in BP, LMWa, and protein-like C5 (Figure 5.3G). These markers have been associated with microbial and algal sources (McKnight et al., 2001; Wilson & Xenopoulos, 2009), commonly found in agriculture-impacted streams (Williams et al., 2010; Wilson & Xenopoulos, 2009). Interestingly, the human-impacted effluent GS2 exhibited the same DOM signature than mainstem sites (GS1, GS3, GS4), despite the presence of multiple CSOs and continuous sewage effluents. Wastewater and sewage are generally dominated by microbially derived DOM (Hudson et al., 2008), and can be tracked in impacted rivers. At GS2, the wastewater signal may have been overridden by terrestrial inputs or rapidly diluted.

Temporal variations in DOM composition were also observed (Figure 5.3). During the snowmelt period, elevated DOC concentrations were observed, consistent with spring flushing events (Burns et al., 2016; Sebestyen et al., 2008; Zarnetske et al., 2018). This likely reflects the second discharge peak (Figure B.7), driven by heavy rainfall events (73 mm over 48h) combined with melting of the remaining snow, enhancing hydrological connectivity between upland soils and the river network (Laudon et al., 2011; Spencer et al., 2008). DOM was enriched in aromatic and humified compounds, as indicated by higher HIX, SUVA, and HOC proportions (Figure B.10, Figure 5.3) (Fellman et al., 2009; Sebestyen et al., 2008), and significantly higher humic-like C4 contribution ($p < 0.05$), which correlated positively with C1, HOC, HIX, and SUVA ($R > 0.66$; Figure B.5). This suggests a predominantly allochthonous origin, despite reported mixed allochthonous and autochthonous sources during snowmelt (Logozzo et al., 2021). The dominance of humic fractions is consistent with the rapid mobilization of terrestrial DOM under higher flows and limited in-stream transformation due to reduced water residence times (Raymond et al., 2016). Microbial humic-like C2 remained the second-largest contribution (Figure 5.3D), with no significant temporal variation, suggesting a continuous input of labile fraction from microbial degradation of DOM (Borisover et al., 2011). In contrast, the growing-season showed significantly higher humic-like C3 contribution ($p < 0.05$, Figure 5.3D) and higher proportion of low-molecular-weight fractions (%BB, %LMWa, %LMWn, $p < 0.01$). This suggests enhanced in-stream transformation during baseflow, when longer residence time, warmer temperatures, and solar exposure (modulated by turbidity) promote microbial and photochemical degradation (Casas-Ruiz et al., 2020; Holopainen & Lehtikoinen, 2022; Hosen et al., 2020; Kothawala et al., 2014). Overall, temporal variation reflects a shift from hydrologically driven export of terrestrial DOM during snowmelt to biogeochemically processed DOM during baseflow conditions of growing-season, although terrestrial DOM signatures remained dominant. Samples collected around the first discharge peak (Figure B.7) of the spring freshet clustered together (Figure 5.3H), suggesting a transitional hydrogeochemical period before snowmelt signals prevailed.

5.5.2 Coupled dynamics of phytoplankton and DOM quality

Temporal succession of phytoplankton communities was observed at paired sites (GS1/SM1, GS3/SM3; Figure 5.4). During snowmelt, in term of relative abundance (Figure 5.5A), DOC concentration and humic-like components C1 and C4 was positively associated with the relative

abundance of some Ochrophyta (*Synura uvella*, *Dinobryon crenulatum*) and Bacillariophyta (*Diatoma elongata*, *Diatoma vulgaris*, *Asterionella formosa*). In terms of relative biovolume (Figure 5.5B), the same species were associated with HOC proportion, fDOM and SUVA, along with *O. sphagnalis* (Ochrophyta) and some Choanozoa (*Aulomonas purdy*, *Stelexomonas dichotoma*). These relationships likely reflect the adaptive advantage of mixotrophic strategies in snowmelt-driven systems, where turbidity and high turbulence can favor the dominance of Ochrophyta (Adam, 2017; Katechakis et al., 2005; Senar et al., 2021), and the growth of *O. sphagnalis* (Ochrophyta), capable of sustaining heterotrophic metabolism when photosynthesis is limited (Katechakis et al., 2005). Bacillariophyta contributed little to total abundance, but accounted for a substantial share of total biovolume (Figure 5.4A and B), particularly at site SM1. Their greater surface area supports efficient light-harvesting and growth under turbid, turbulent, nutrient-rich, and low-light conditions (Adam, 2017; Gao et al., 2024; Reynolds, 2006). Their higher relative biovolume during snowmelt may also result from the resuspension of benthic and periphytic forms caused by high discharge (Dong et al., 2016). In contrast, both *A. purdy* and *S. dichotoma* are relatively rare species, associated with colder months, consistent with observations from a large, turbid river system draining extensive catchments (Weitere & Arndt, 2003). These species efficiently graze on bacteria and detritus, contributing to DOM remineralization through trophic transfer and predation processes (Leadbeater, 2015).

During the growing-season, tributaries (GS5, GS6) clustered separately from the main river (GS1, GS3, GS4) and its effluent (GS2) based on relative biovolume, whereas all sites clustered together based on relative abundance—consistent with the PCoA results (Figure 5.4C and D). Humic-like C3 was positively associated with *Chroomonas acuta* and *Cryptomonas erosa* (Cryptophyta), in term of relative biovolume, and with some Bacillariophyta and Chlorophyta, in terms of relative abundance. Photodegradation of DOM produces low-molecular-weight compounds and inorganic nutrients that favor microbial and phytoplankton growth (Guo et al., 2020). In terms of relative abundance (Figure 5.5A), microbial humic-like C2 and LMW_a fraction were positively associated with several algal groups, including Bacillariophyta, Chlorophyta, Haptophyta, and Ochrophyta. These associations may indicate that high-molecular-weight DOM, including humic-like materials, becomes available through microbial degradation and photodegradation (Deininger et al., 2017; Kissman et al., 2016; Mayora et al., 2015). Many microalgae can absorb low-molecular-weight DOM, including protein-like materials such as amino acids (Dai et al., 2009; Yang et al., 2021;

Zhao et al., 2019), and some Chlorophytes can grow in mixotrophic conditions by using DOM components such as carbohydrates, amino acids, and carboxylic acids (Marchello et al., 2018; Wan et al., 2015). In a tributary of the Ottawa River, Shousha et al. (2022) reported that a microbial humic-like component, similar to that in this study, may also reflect autochthonous DOM production under nutrient-enriched conditions. Cyanobacteria dominated in term of relative abundance (Figure 5.4A), and some species were distributed along an aromaticity (SUVA) gradient (Figure 5.5A), where *A. clathrate* var. *brevis* were associated with sites located on the main river (GS1 GS3, GS4) and its effluent GS2, and *Aphanocapsa delicatissima*, *Chroococcus minimus* were associated with tributaries sites GS5 and GS6.

The absence of phytoplankton blooms during sampling likely explains the weak autochthonous imprint on DOM molecular characteristics (Wen et al., 2022). Temporal patterns in phytoplankton community structure appear to be regulated by terrestrial DOM inputs and hydrological conditions, as previously reported in similar systems (Liu et al., 2021; Mayora et al., 2016; Wen et al., 2022). Community structure may be constrained by high discharge and light availability during the snowmelt period, whereas under base flow conditions, longer water residence time may have allowed a more effective DOM utilization. These finding carry important implications for drinking water treatment, since DOM composition can shape phytoplankton community and the production of autochthonous DOM that affects treatment performance (Castilla-Rodriguez & Zhou, 2023; Kothawala et al., 2014; Ly et al., 2018; Ly et al., 2017).

5.5.3 Relevance for drinking water treatment

Understanding DOM dynamics at the confluence of the Ottawa and St. Lawrence Rivers is critical to safeguarding drinking water quality in the Hochelaga Archipelago, serving 3.1 million inhabitants. In Lake Saint-Louis, waters from the St. Lawrence River and the Ottawa River flow side by side and form two water masses. As a result, the drinking water intake at site 1 (SM1/GS1) withdraws from a variable source-water supply, primarily driven by variations in Ottawa River discharge. During winter, Ottawa River water is the exclusive or near-exclusive source-water supply. This dominance persists during snowmelt, when Ottawa River's high freshet discharge limits the likelihood of St. Lawrence water reaching closely the intake, except during rare extreme spring freshet events (e.g., 2017 and 2019). During summer, the two water masses alternate as source-water supply, with occasional mixture in varying proportions, often biased toward St.

Lawrence River water. This rare case of temporal shifts in source-water supply complicates drinking water treatment by repeatedly changing raw water quality. Because the two rivers exhibit distinct DOM quantity and quality (Figure 5.3), rapid and abrupt changes in treatability, including coagulant demand and overall treatment efficiency, highlight the need for flexible treatment strategies supported by real-time monitoring and rapid operational adjustments. This rare situation makes the study unique in its importance for predicting source water quality, thereby enabling timely and informed treatment decisions. Anticipated climate-driven changes in discharge across the Great Lakes system further reinforce the need for adaptive and responsive monitoring strategies for variable source waters (Seglenieks & Temgoua, 2022), where increasing uncertainty is expected to increase challenges in treatment decision-making.

Across the northern hemisphere, recovery from acidification induces surface water brownification by increasing allochthonous DOM and iron export (Anderson et al., 2023), a trend further amplified by climate change through extreme events (e.g., heavy precipitation, wildfire) (Robinne et al., 2020; Swinamer et al., 2024; Xenopoulos et al., 2021), complicating source water management. Warmer water temperature can promote primary production and microbial activity (Thornton, 2014), increasing autochthonous DOM release (Abbasi et al., 2024; Kellerman et al., 2018), while favoring the growth of cyanobacteria and other toxin-producing phytoplankton (e.g., Cryptophyta), particularly under increased DOM content (Creed et al., 2018). Continuous algal blooms modify the DOM pool toward protein-like signature (Wang, Pang, et al., 2019; Xiang et al., 2023; Zhang et al., 2022). In the Great Lakes region, increasing DOC concentration driven by higher precipitation and warmer temperature (Mahdiyan et al., 2020), potentially stimulating primary production, in clear, nutrient-poor system, through nutrient and iron inputs (Anderson et al., 2021; Baken et al., 2011; Creed et al., 2018), and ultimately enhancing light attenuation and shifting phytoplankton community toward low-light adapted taxa, like cyanobacteria and mixotrophs (Senar et al., 2019; Senar et al., 2021).

The extent to which DOM affects water treatments processes depends on its concentration and physicochemical characteristics. Allochthonous DOM is preferentially removed during coagulation due to its hydrophobic, high-molecular-weight, and aromatic character (Baghoth, Sharma & Amy, 2011; Edzwald, 1993), which also explains the strong flocculation potential of humic-like materials (Kothawala et al., 2014). Brownification therefore increases reliance on coagulation, increasing chemical demand and treatment costs (Anderson et al., 2023; Klante et al.,

2021; Redden et al., 2021). In contrast, microbial humic-like C2 is more resistant to coagulation/flocculation process (Kothawala et al., 2014) and can cause irreversible membrane fouling (Ly et al., 2018), along with BP and protein-like materials (Castilla-Rodriguez & Zhou, 2023). Biofiltration, particularly with granular activated carbon (GAC), can mitigate these issues (Chen, Peldszus, et al., 2016), and selectively remove autochthonous DOM and microbial humic-like material (Abbasi et al., 2024; Andersson et al., 2020; Moona et al., 2018), although BP and protein-like materials exhibit different removal behaviors and kinetics (Chen, Peldszus, et al., 2016), giving the importance of complementary approach (e.g., LC-OCD, FEEM PARAFAC). Unoptimized treatment can increase low-molecular-weight fractions (BB, LMWa, LMWn), potentially promoting biological regrowth in water distribution systems (Baghoth, Sharma & Amy, 2011). Finally, DOM reacts with disinfectants to form potentially carcinogenic DBPs (Sharp, Jarvis, et al., 2006). Humic and fluvic acids are key precursors of carbonaceous DBPs (Bond, Goslan, et al., 2012), while autochthonous DOM promotes nitrogenous DBPs (Bond, Templeton, et al., 2012; Shah & Mitch, 2012), which are potentially more harmful to human health (Allen et al., 2022). These multiple challenges highlight how variations in DOM characteristics complicate drinking water treatment, reinforcing the need for continuous, integrated monitoring, especially at the interface between two water masses with distinct physicochemical properties.

Advanced analytical monitoring is essential to ensure drinking water quality. SUVA remains the most widely used indicator of DOM aromaticity and DBP formation potential (Ates et al., 2007; Edzwald, 1993), but its low selectivity limits its predictive capacity relative to fluorescence spectroscopy (Bieroza et al., 2009; Shutova et al., 2014). Fluorescence components correlate strongly with DBP precursors and THM (Fernandez-Pascual et al., 2023; Legge et al., 2011; Pifer & Fairey, 2012), and when combined with LC-OCD, improve the identification of HS that act as key DBP precursors (Legge et al., 2011). Integrating LC-OCD with FEEM-PARAFAC provides deeper insight into DOM molecular size, origin, and reactivity, offering reliable indicators of DBP precursor material and improving understanding of DOM behavior across drinking water treatment processes (Baghoth, Sharma & Amy, 2011; Chen, Peldszus, et al., 2016).

Building on these analytical advances, the combined use of LC-OCD and FEEM-PARAFAC also offers strong potential for improving operational monitoring in drinking water treatment, particularly in rare systems characterized by variable source waters under evolving climatic and brownification conditions. Although LC-OCD is not an online monitoring technique, temporal

characterization of DOM using this method can provide valuable insight for process optimization in conventional treatment. In contrast, FEEM is increasingly utilized in water monitoring due to its rapid, sensitive, and non-destructive measurement capabilities (Matilainen et al., 2011; Murphy et al., 2013). Many studies have highlighted its potential online monitoring applications in drinking water and wastewater treatment (Cai et al., 2025; Shutova et al., 2014). However, online FEEM monitoring remains constrained by limited spectral coverage and reduced spectral stability compared to laboratory conditions (Cai et al., 2025). Shutova et al. (2014) proposed wavelength pairs suitable for online DOM monitoring, though inter-site variability in PARAFAC components hindered the development of universal models (Murphy et al., 2011). Recent studies have addressed this limitation by applying machine learning models trained on PARAFAC results to predict fluorescent components directly from single FEEM spectra, enabling rapid and accurate identification of fluorescence components number and maps, and opening new avenues for real-time FEEM analysis (Ruan et al., 2022; Xu et al., 2022). These developments point toward novel solutions for uncommon drinking water systems exposed to variable source waters. By moving beyond traditional monitoring protocols, the integration of advanced and real-time monitoring approaches can strengthen the capacity of drinking water treatment plants for rapid adaptability to abrupt shifts in raw water quality. Such frameworks support informed decision-making and flexible treatment options in challenging operational contexts, while offering potential for exploration in other drinking water treatment plants under climate and global change. Overall, online FEEM monitoring represents a practical path toward more resilient and adaptive drinking management under climatic uncertainty.

5.6 Conclusions

Together, LC-OCD and PARAFAC results converge toward a DOM pool dominated by aromatic, humic-rich compounds, reflecting a strong terrestrial imprint that characterizes the lower section of Ottawa River. DOM dynamics was strongly temporally-driven than spatially, and tributary inputs from GS5 and GS6 exerted limited influence on the DOM quantity and quality of Ottawa river waters. Variable source waters induced DOM quantity and quality shifts at site 1 (SM1/GS1), reflecting alternating dominance between Ottawa and St. Lawrence rivers, with occasional mixing in varying proportions. The phytoplankton community weakly impacted the DOM molecular characteristics, as phytoplankton-derived DOM represented a minor fraction of the DOM pool.

Instead, phytoplankton dynamics appeared more strongly regulated by terrestrial DOM inputs and hydrological regimes.

This study highlights the unique operational implications of a drinking water intake exposed to highly variable source waters from two water masses with distinct physicochemical properties. These temporal shifts in source-water supply complicate drinking water treatment through year-round abrupt changes in DOM quantity and quality. The findings point toward the necessity of advanced monitoring approaches that integrate DOM characterization, such as real-time FEEM monitoring, as demonstrated in this work. Such approaches can signal rapid shifts, enabling rapid and informed decisions, and supporting flexible treatment options. Under increasing climatic uncertainty, this unique source-water context amplifies operational pressure on drinking water treatment plants, reinforcing the critical importance of rapid adaptability to secure long-term sustainability. Alongside climatic pressures, recovery from acidic deposition contributes to long-term shifts in watershed processes that regulate DOM quantity and quality, underscoring the need for integrated advanced monitoring and adaptive management across drinking water systems.

5.7 Conflicts of interest

There are no conflicts of interest to declare

5.8 Data availability

All relevant data are included in the paper of its ESI.

5.9 Acknowledgments

The authors gratefully acknowledge municipality partners for the logistics, technical support, information, and assistance with sampling campaign. We would also like to extend our thanks to the technical staff of the Industrial Chaire and the Chemistry Department of the University of Montréal for their scientific support and assistance. We also thank our colleague Raja Kammoun for her help with the revision. This study had the financial support of the Industrial Chair in Drinking Water and the Canadian Research Chair on Source Water Protection.

CHAPITRE 6 PRÉDICTION DE LA VARIABILITÉ DU CARBONE ORGANIQUE TOTAL DANS LES EAUX DESTINÉES À L'APPROVISIONNEMENT EN EAU POTABLE DANS UNE GRANDE CONFLUENCE FLUVIALE : CONDITIONS ACTUELLES ET FUTURES

6.1 Résumé

Les grandes confluences peuvent complexifier le traitement de l'eau potable lorsque les masses d'eau qui s'y rencontrent présentent des propriétés physicochimiques contrastées, en exposant les prises d'eau potable (PEP) à un mélange d'eau de qualité variable. Dans un contexte de changements climatiques, il est essentiel d'anticiper, pour la gestion du traitement, l'effet des modifications hydroclimatiques sur les contributions des eaux de source et la qualité de l'eau qui en résulte. Cette étude examine la variabilité du carbone organique total (COT) à une PEP située à la confluence de deux grandes rivières aux propriétés physicochimiques contrastées, alimentant une population importante en eau potable. Deux modèles de régression linéaire multiple (MLR) ont été développés pour relier le COT aux variables hydroclimatiques, dont l'un des modèles (MLR2) intègre l'alcalinité comme indicateur physicochimique de l'origine des eaux de source. Le modèle MLR2 a considérablement amélioré les performances ($R^2_{\text{ajusté}}=0,85$ contre 0,69), mettant en évidence l'intérêt d'intégrer des traceurs physicochimiques discriminant l'origine des eaux alimentant une PEP en confluence. Les observations historiques révèlent une variabilité saisonnière marquée du COT à la PEP, due à l'alternance de dominance entre deux systèmes fluviaux contrastés. Les prédictions du modèle à partir d'un scénario climatique analogue indiquent un décalage temporel des contributions des masses d'eaux, associé à une crue printanière plus précoce. Ces résultats mettent en évidence la forte sensibilité de la qualité de l'eau brute aux conditions hydroclimatiques dans les systèmes de confluence. Le cadre proposé constitue une approche transférable et fondée sur les données pour soutenir une gestion proactive et adaptative du traitement de l'eau potable dans un contexte d'incertitude climatique croissante.

6.2 Introduction

Les eaux de surface de l'hémisphère nord connaissent une augmentation continue des concentrations de matière organique naturelle (MON), un processus appelé « brunissement »

(Anderson et al., 2023; Blanchet et al., 2022; Kritzberg & Ekström, 2012). Le renversement des dépôts acides atmosphériques (par exemple, SO_4) est l'un des principaux facteurs de brunissement (Monteith et al., 2007), augmentant la solubilité de la MON et favorisant son transfert vers les eaux de surface (Lawrence & Roy, 2021; Monteith et al., 2007). Cette tendance a été observée dans de nombreuses régions d'Europe, du Canada et du nord-est des États-Unis (de Wit et al., 2016; Imtiaz et al., 2020; Klante et al., 2021; Meyer-Jacob et al., 2020; Redden et al., 2021).

Le brunissement des sources d'eau potable suscite de vives inquiétudes en matière de gestion et de traitement de l'approvisionnement en eau, car des concentrations élevées de matières organiques naturelles (MON) peuvent affecter le fonctionnement et le coût du traitement de l'eau, avec des implications pour la santé humaine (Anderson et al., 2023). Ces impacts ont déjà été documentés dans plusieurs régions (Anderson et al., 2017; Redden et al., 2021; Swinamer et al., 2024). Par exemple, en Nouvelle-Écosse (Canada), le brunissement à long terme des lacs servant de source d'eau a entraîné une multiplication par quatre des doses de coagulants nécessaires au traitement de l'eau potable (Anderson et al., 2017). D'autres défis, tels que l'encrassement des membranes, une production accrue de boues et des problèmes esthétiques liés à l'eau potable (couleur, odeur et goût), peuvent apparaître à mesure que la concentration en MON augmente. De plus, les MON constituent un précurseur majeur des sous-produits de désinfection (DBP) nocifs (Reckhow et al., 2002), notamment les trihalométhanes (THM) potentiellement cancérogènes (Muellner et al., 2006). La matière organique dissoute (MOD) résiduelle présente dans l'eau traitée peut favoriser davantage la croissance microbienne dans le réseau de distribution d'eau, réduisant ainsi l'efficacité des désinfectants tels que le chlore (Korotta-Gamage & Sathasivan, 2017).

Plus récemment, l'importance du changement climatique et des changements globaux a été mise en évidence comme autre facteur contribuant à l'augmentation de l'exportation de MON vers les eaux de surface (Blanchet et al., 2022; de Wit et al., 2016; Imtiaz et al., 2020; Kritzberg et al., 2020; Skerlep et al., 2020). Dans le contexte prévu de conditions plus chaudes et plus humides, le brunissement devrait s'intensifier, car les températures plus élevées accélèrent la décomposition de la matière organique, et la modification des régimes pluviométriques renforce la connectivité hydrologique. Ces changements augmentent la mobilisation de la MON et son transfert vers les eaux de surface. La fréquence accrue des phénomènes météorologiques extrêmes (par exemple, inondations, sécheresses, feux de forêt) amplifiera encore l'incertitude quant à la qualité de l'eau et posera des défis plus importants aux infrastructures d'eau potable (Robinne et al., 2021). Cela

souligne la nécessité croissante de renforcer la résilience des réseaux d'eau potable par des stratégies d'adaptation garantissant un traitement fiable malgré l'augmentation des risques liés au climat.

Les grandes confluences peuvent complexifier le traitement de l'eau potable lorsque les masses d'eau qui s'y rencontrent présentent des propriétés physicochimiques contrastées, en exposant les prises d'eau potable (PEP) à un mélange d'eau de qualité variable. Dans un contexte de changements climatiques, les modifications attendues des régimes hydrologiques des rivières contributrices pourraient altérer le moment, la durée et la dominance relative de chaque système à la PEP, introduisant une incertitude supplémentaire quant à la qualité de l'eau brute, au-delà de la variabilité saisonnière. Malgré leur pertinence, aucune étude, à notre connaissance, se concentre sur les systèmes de confluence dans un contexte d'approvisionnement en eau potable.

Les modèles de régression fondés sur les données se sont révélés être des outils pratiques et rentables pour relier les variables hydroclimatiques mesurées de façon routinière à la dynamique du carbone organique total (COT) aux PEP, offrant ainsi un cadre transférable pour la surveillance de la qualité de l'eau brute (Tomperi et al., 2025). À ce jour, aucune étude n'a évalué si ces approches parcimonieuses, développés pour des PEP alimentée par une source unique, demeurent applicables aux systèmes de confluence, où la qualité de l'eau brute est contrôlée par des contributions changeantes. Cette étude examine la variabilité du COT à une PEP située à la confluence d'un grand système fluvial alimenté par deux sources aux propriétés physicochimiques contrastées. Les objectifs sont les suivants : (1) évaluer si un modèle de régression linéaire multiple (MLR) parcimonieux pour des PEP alimentés par une source unique proposé par Tomperi et al. (2025), reste applicable en contexte de confluence; (2) déterminer si l'ajout d'un indicateur physicochimique améliore la performance prédictive du modèle; et (3) examiner comment les changements hydroclimatiques projetés pourraient modifier la variabilité du COT à la PEP en altérant les contributions relatives des eaux de source. Ce travail propose un cadre méthodologique transférable et fournit des éléments opérationnels pour les systèmes d'alimentation en eau potable situés en confluence, où l'évolution des dynamiques de mélange pose des défis spécifiques et encore peu documentés pour le traitement.

6.3 Matériel et Méthodes

6.3.1 Zone d'étude

La PEP étudiée est située dans le lac Saint-Louis, en amont de l'archipel d'Hochelaga, au confluent de la rivière des Outaouais et du fleuve Saint-Laurent (Figure 1). L'usine de traitement de l'eau potable associée alimente une population de plus de 3,1 millions d'habitants dans la région métropolitaine de Montréal (MAMH, 2025). Au cours de la période 2018-2025, le débit annuel moyen du Saint-Laurent au barrage Moses-Saunders était de $7\,426 \pm 969 \text{ m}^3/\text{s}$, tandis que le débit annuel moyen de l'Outaouais au barrage Carillon était de $2\,025 \pm 1\,101 \text{ m}^3/\text{s}$.

Le fleuve Saint-Laurent prend sa source dans le lac Ontario, qui fait partie du réseau des Grands Lacs laurentiens. Le système des Grands Lacs-Saint-Laurent, en amont de Cornwall, draine environ $764\,000 \text{ km}^2$ et fournit de multiples services écosystémiques, notamment l'approvisionnement en eau potable des grands centres urbains au Canada et aux États-Unis, tout en soutenant des activités socio-économiques majeures telles que la navigation commerciale et la production hydroélectrique (Campbell et al., 2015). Les Grands Lacs laurentiens agissent comme de vastes bassins sédimentaires, fournissant une eau claire à la sortie du lac Ontario (Quinn, 1992). En aval du lac Ontario, les eaux vertes du fleuve Saint-Laurent passent par le barrage hydroélectrique Moses Saunders et atteignent l'île de Montréal via le lac Saint-Louis.

Le bassin de la rivière des Outaouais (BRO) s'étend sur environ $146\,300 \text{ km}^2$, couvrant l'Ontario (35%) et le Québec (65%) (MDDELCC, 2015). La rivière alimente en eau potable de nombreuses collectivités et soutient diverses activités économiques (par exemple, l'agriculture, les loisirs, l'exploitation minière, la foresterie, la pêche et la production hydroélectrique) (ECCC, 2019). Le bassin fait l'objet d'une gestion intensive, avec plusieurs réservoirs principaux régulant le débit (MDDELCC, 2015). Le BRO repose principalement sur des roches précambriennes du Bouclier canadien, ce qui confère à ses eaux une couleur brune. En aval, les eaux brunes de la rivière des Outaouais se jettent dans le lac des Deux-Montagnes avant de se déverser dans le fleuve Saint-Laurent via le lac Saint-Louis.

Dans le lac Saint-Louis, les eaux de la rivière des Outaouais (eaux brunes; Figure 1) s'écoulent le long de sa rive nord, tandis que les eaux du fleuve Saint-Laurent (eaux vertes ; Figure 1) s'écoulent le long de la rive sud. De forts contrastes dans les propriétés physicochimiques—eaux brunes de l'Outaouais, riches en matières organiques, à forte teneur en nutriments et pauvres en ions, par

opposition aux eaux vertes du Saint-Laurent, riches en minéraux, à faible teneur en nutriments et riches en ions (Hudon, 2000)—créent deux masses d’eau distinctes s’écoulant côte à côte. Celles-ci sont séparées par une zone de mélange dont la position et l’étendue varient selon les saisons en fonction du débit. En conséquence, la PEP est soumise à l’influence changeante des masses d’eau, avec une dominance alternée des eaux de la rivière des Outaouais, des eaux du fleuve Saint-Laurent et des apports mixtes.

Le régime hydrologique du lac Saint-Louis dépend principalement des variations saisonnières du débit de la rivière des Outaouais. En tant que principal affluent du fleuve Saint-Laurent, le débit de la rivière des Outaouais figure parmi les facteurs clés qui influencent la régulation des débits sortants du lac Ontario au barrage hydroélectrique Moses-Saunders. Les débits sortants du lac Ontario sont régis par le Plan 2014 (IJC, 2016), un ensemble de règles établissant des débits hebdomadaires en fonction des niveaux d’eau du lac Ontario, des apports d’eau et des conditions en aval.

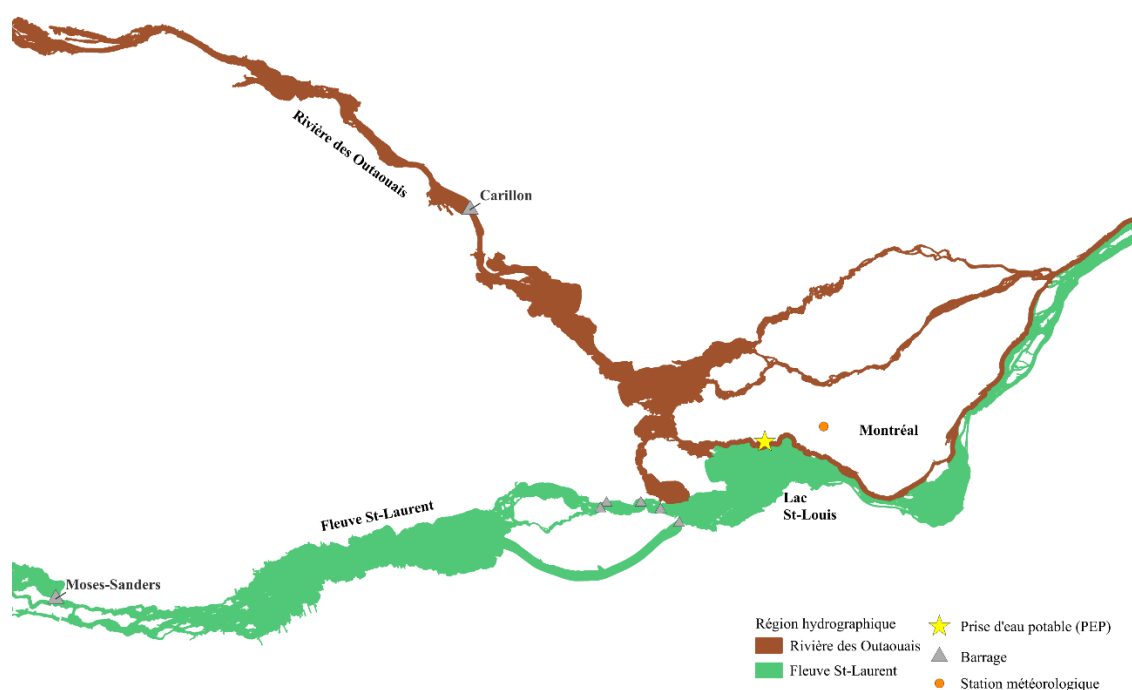


Figure 6.1 Localisation de la prise d'eau potable (PEP) à l'étude dans le Lac St-Louis.

6.3.2 Acquisition des données

Deux ensembles de données complémentaires couvrant la période 2018-2025 ont été utilisés dans cette étude: (i) un ensemble de données visant à caractériser les contrastes en carbone organique

entre les deux masses d'eau, utilisé exclusivement à des fins de comparaison descriptive, et (ii) un ensemble de données comprenant des variables hydroclimatiques et de qualité de l'eau mesurées à la PEP, utilisé pour développer la modélisation statistique de la concentration en COT. Les statistiques descriptives de toutes les variables utilisées pour la modélisation sont présentées dans le Tableau 6.1.

Tableau 6.1 Statistiques descriptives des variables utilisées pour la modélisation statistique (2018-2025)

Paramètre	Abréviation	Unité	Fréquence	N	Moy.	Min.	Max
COT à la PEP	COT	mg/L	hebdomadaire	377	5,85	1,52	8,21
Alcalinité à la PEP	Alc	ppm	4 heures	16823	44,58	19,83	94,50
Débit au barrage Carillon	Q _{carillon}	m ³ /s	Quotidienne	2860	2 311	503	9217
Débit au barrage Moses-Saunders	Q _{cornwall}	m ³ /s	Quotidienne	2860	8082	5 493	8637
Température de l'air	T	°C	Quotidienne	2822	8,374	-22,60	29,90

6.3.2.1 Caractérisation du carbone organique dans l'eau de source

Les concentrations historiques de carbones organiques dissous (COD) ont été analysées afin de caractériser les différences entre la rivière des Outaouais et du fleuve Saint-Laurent alimentant la PEP. Les concentrations historiques du COD ont été obtenues auprès du programme de surveillance des cours d'eau du ministère de l'Environnement du Québec (*Banque de la qualité du milieu aquatique*, BQMA). Ce programme effectue des prélèvements mensuels de routine du COD et d'autres paramètres physicochimiques dans l'ensemble des réseaux hydrographiques de la province de Québec. Les données mensuelles sur le COD ont été recueillies aux stations de surveillance en amont de la rivière des Outaouais (barrage de Carillon; 04310002) et du fleuve Saint-Laurent (canal de Beauharnois; 00000072), sur la période 2018-2025.

Dans les systèmes fluviaux, le COD représente généralement la fraction dominante du COT, bien que sa contribution varie en fonction de la taille du cours d'eau et de son débit (Wetzel, 2001). Afin de permettre la comparaison avec la concentration en COT mesurée à la PEP, les valeurs mensuelles de COD ont été converties en COT estimé à l'aide d'un facteur fixe ($\text{COT} = \text{COD}/0,9$) (Sobek et al., 2007; Toming et al., 2020), conformément aux ratios rapportés dans les rivières.

Cette conversion a été appliquée uniquement à des fins de comparaison descriptive et ces données n'ont pas été utilisées dans les analyses de régression.

6.3.2.2 Ensemble de données historiques pour la modélisation statistique

Les données historiques des concentrations de COT à la PEP ont été obtenues auprès de l'usine de traitement de l'eau potable de Pointe-Claire. Les mesures ont été effectuées à une fréquence hebdomadaire, selon les procédures d'analyse standard utilisées par le laboratoire de l'usine. Ces données couvrent la période allant du début de l'année 2018 à la fin de l'année 2025 et comprennent un total de 377 mesures individuelles. Les données hydrologiques correspondant à la même période ont été compilées afin de caractériser les conditions d'apport d'eau de source dans le lac Saint-Louis. Les données sur le débit quotidien moyen de la rivière des Outaouais et du fleuve Saint-Laurent ont été obtenues respectivement aux barrages Carillon et Moses-Saunders (Figure 1). Les données de température quotidienne moyenne de l'air ont été obtenues auprès d'Environnement et Changement climatique Canada pour la station de l'aéroport international Montréal-Trudeau (30165 et 5415). Les données de température étaient disponibles en continu sur la période 2018-2025.

6.3.3 Approche par analogie historique

Les données de débit projetées pour les barrages Carillon et Moses Saunders n'étaient pas disponibles au moment de la rédaction. Afin d'évaluer la sensibilité du COT à la PEP aux conditions hydroclimatiques associées aux changements climatiques projetés, une approche par analogie historique a été adoptée. Elle repose sur l'utilisation de données observées de débits issues d'une année dont les caractéristiques hydrologiques reflètent les principales tendances projetées.

L'année 2010 a été retenue comme analogue de conditions de faible débit sur la base de trois critères hydroclimatiques cohérents avec les projections régionales (Annexe C.1): (1) une crue printanière exceptionnellement précoce au barrage Carillon, dont le débit de pointe a été atteint le 20 mars, soit 32 jours plus tôt que la moyenne historique (21 avril; période 1991-2025; Figure C.1), ce qui en fait la crue la plus précoce jamais enregistrée; (2) des débits estivaux et automnaux inférieurs à la médiane, en accord avec les diminutions projetées en fin de saison; et (3) un volume de crue réduit, reflétant la diminution de l'accumulation nivale attendue dans des conditions hivernales plus chaudes (Shrestha & Seglenieks, 2026). Pris ensemble, ces éléments font de 2010 un analogue

pertinent pour évaluer la sensibilité de la dynamique du COT à la PEP dans un régime futur caractérisé par une fonte des neiges précoce et des conditions prolongées de faible débit.

L'ensemble des données de référence (2018-2025), utilisé pour la calibration du modèle, inclut déjà un événement de débit extrême, soit la crue printanière exceptionnelle de 2019, qui a généré un débit record au barrage Carillon et provoqué d'importantes inondations en aval (Gouvernement du Québec, 2022). Cet événement étant intégré aux données de calibration, ses effets sur la dynamique du COT à la PEP sont examinés dans la section Discussion. L'utilisation d'analogie distincte de forte crue n'était donc pas nécessaire.

Les données d'entrée du modèle comprennent les débits journaliers observés aux barrages Carillon et Moses-Saunders, la température journalière de l'air et les mesures quotidiennes d'alcalinité pour l'année 2010. Durant cette période, l'exploitation du barrage Moses-Saunders était régie par le Plan binational 1958-D, plutôt que par le Plan 2014 actuellement en vigueur (IJC, 2016), ce qui constitue une limitation discutée ultérieurement.

6.3.4 Développement du MLR

L'approche de modélisation repose sur une stratégie à deux modèles. Le premier modèle (MLR1) vise à évaluer si un cadre hydroclimatique parcimonieux, inspiré de Tomperi et al. (2025), demeure applicable à une PEP située en confluence et alimentée par deux masses d'eau aux propriétés physicochimiques distinctes. Tomperi et al. (2025) ont montré qu'il était possible de prédire les concentrations de COT à une PEP alimentée par une source unique à partir du niveau d'eau et de la température de l'eau. Dans la présente étude, le débit fluvial a été utilisé à la place du niveau d'eau, les séries journalières continues de débit étant facilement accessibles aux deux barrages via des flux de données automatisés. La température de l'eau n'était pas disponible pour l'ensemble de période d'étude. La température de l'air a donc été retenue comme proxy saisonnier, permettant de capter les principales transitions pertinentes pour ce système de confluence (crue printanière, période de faible débit estival, période de faible débit hivernal), que la température de l'eau aurait également reflétées. Le second modèle intègre l'alcalinité comme prédicteur supplémentaire afin d'évaluer si un indicateur physicochimique de l'origine des eaux de source apporte une information complémentaire aux seules variables hydroclimatiques dans ce contexte de confluence.

Le débit de la rivière des Outaouais (barrage Carillon) et du fleuve Saint-Laurent (barrage Moses-Saunders) a été utilisé comme indicateur des contributions relatives au lac Saint-Louis et, par

conséquent, à la PEP. Les variations de débit reflètent les changements de position et d'étendue de la zone de mélange des deux rivières (Hudon, 2000).

L'alcalinité a été retenue comme traceur physicochimique de l'origine des eaux à la PEP, en raison du contraste marqué entre les deux systèmes. Les eaux du fleuve Saint-Laurent présentent une alcalinité nettement plus élevée que celles de la rivière des Outaouais (Hudon et al., 2010). Bien que la conductivité diffère également entre les deux sources, elle est sensible aux influences transitoires des effluents des stations d'épuration (Yang et al., 2025). Ceci peut affecter ponctuellement les mesures de conductivité à la PEP lorsque les eaux du Saint-Laurent prédominent (Denault & Villeneuve, 2017). L'alcalinité, principalement contrôlée par la géologie du bassin versant (Newton et al., 1987), a donc été privilégiée en tant que traceur d'eau de source plus conservateur et fondé sur des données géologiques.

6.3.5 Évaluation des performances des modèles

Les performances des modèles MLR ont été évaluées à l'aide de mesures d'ajustements (R^2 ajusté) et d'erreur de prédiction (RMSE, MAE). Le coefficient de détermination ajusté (R^2 ajusté) a été utilisé pour quantifier la proportion de variance du COT à l'eau brute expliquée par le modèle, ajustée en fonction du nombre de prédictors (Miles, 2014). Contrairement au coefficient de détermination (R^2), le R^2 ajusté pénalise la complexité du modèle, ce qui le rend plus approprié pour comparer des modèles comportant un nombre différent de prédictors.

L'erreur quadratique moyenne (RMSE) et l'erreur absolue moyenne (MAE) ont été utilisées pour quantifier l'erreur de prédiction dans les unités de la variable de réponse (COT; mg/L), fournissant ainsi une mesure opérationnellement pertinente de la précision du modèle. La RMSE est plus sensible aux erreurs de prédiction importantes en raison de sa pénalisation quadratique, tandis que la MAE fournit une mesure plus robuste en présence de valeurs aberrantes. Les expressions de ces indicateurs sont données ci-dessous :

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - y_i)^2} \quad (1)$$

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |\hat{y}_i - y_i| \quad (2)$$

où $\hat{y}_i$ et y_i sont respectivement les concentrations de COT prédites et observées pour l'observation i . Le R^2 prédit a été calculé en remplaçant la somme des carrés résiduels par la somme des carrés

résiduels prédictifs (PRESS) dans la formule standard du R^2 , fournissant ainsi une estimation de la performance prédictive du modèle sur de nouvelles données. Bien qu'il n'existe pas de seuil a priori pour une différence acceptable entre le R^2 ajusté et le R^2 prédit, une réduction supérieure à 0,20 est généralement considérée comme indicative de problèmes significatifs, tels qu'une surparamétrisation (DeForest et al., 2023).

$$PRESS = \sum_{i=1}^n \left(\frac{e_i}{1-h_{ii}} \right)^2 \quad (3)$$

$$R^2_{pred} = 1 - \frac{PRESS}{SS_{tot}} \quad (4)$$

Où e_i est le résidu ordinaire pour l'observation i , h_{ii} est le levier de l'observation i , et SS_{tot} est la somme totale des carrés.

6.3.6 Analyses statistiques

Toutes les analyses statistiques et tous les graphiques ont été réalisés à l'aide du logiciel R version 4.2.1 (R Core Team 2022). Les variables prédictives ont été présélectionnées en fonction des deux objectifs de modélisation, et leurs relations avec le COT ont été explorées avant l'élaboration du modèle. Des modèles de régression linéaire multiple (MLR) ont ensuite été développés à partir de données historiques à l'aide de la fonction $lm()$. La sélection des prédicteurs a été affinée à l'aide d'une procédure par étapes descendantes afin d'identifier la combinaison de variables maximisant le R^2 ajusté. La multicolinéarité entre les prédicteurs retenus a ensuite été évaluée à l'aide des facteurs d'inflation de variance ($VIF < 5$) (Ketchen, 2013). Seuls les prédicteurs identifiés comme statistiquement significatifs ($p < 0.05$) ont été retenus dans les modèles finaux. Les hypothèses du modèle ont été évaluées, notamment la variance constante, la distribution normale et l'indépendance. La variance constante a été évaluée par une inspection graphique des relations linéaires entre le COT et les prédicteurs individuels, ce qui a confirmé l'hypothèse d'une variance homoscedastique. La normalité des résidus a été évaluée à l'aide de graphiques Q-Q et du test de Shapiro-Wilk. Compte tenu de la fréquence hebdomadaire de l'ensemble de données, la dépendance temporelle des termes d'erreur devait être limitée. La présence d'autocorrélation résiduelle a été examinée à l'aide du test de Durbin-Watson.

6.4 Résultats

6.4.1 Contraste spatial du COT

Les concentrations estimées de COT diffèrent significativement entre la rivière des Outaouais et le fleuve Saint-Laurent (Figure 6.2; $p < 0,001$), la rivière des Outaouais présentant des valeurs systématiquement plus élevées ($7,26 \pm 0,55$ mg/L) que le fleuve Saint-Laurent ($2,53 \pm 0,27$ mg/L). Ce contraste met en évidence les différences physicochimiques entre les deux systèmes fluviaux.

À la PEP, les concentrations de COT varient significativement entre les saisons ($p < 0,001$), avec une amplitude supérieure à celle observée dans chacune des rivières respectives. Les valeurs les plus élevées et les plus stables sont observées en hiver ($6,88 \pm 0,61$ mg/L), suivies de l'automne ($6,25 \pm 1,03$ mg/L) et du printemps ($6,03 \pm 1,22$ mg/L), tandis que l'été présente les valeurs les plus faibles ($4,53 \pm 1,23$ mg/L). Les comparaisons par paires indiquent que toutes les saisons diffèrent significativement ($p_{\text{adj.}} < 0,001$), à l'exception du printemps et de l'automne. Malgré des concentrations similaires, le printemps et l'automne présentent des dynamiques contrastées. Le printemps correspond à un déclin transitoire lié à l'augmentation du débit de la rivière des Outaouais lors de la crue printanière, suivi d'une intrusion accrue du fleuve Saint-Laurent à mesure que la crue diminue. L'automne est marqué par un retour progressif de la prédominance de la rivière des Outaouais en réponse à l'augmentation de son débit causé par la gestion des principaux réservoirs au nord du BRO (ORRPB, 2026). L'amplitude interquartile plus élevée, observée au printemps et en été, comparativement à l'hiver et à l'automne, reflète une sensibilité de la PEP aux variations des contributions des sources d'eau durant les périodes de transition et de faible débit.

La comparaison des concentrations saisonnières de COT à la PEP avec celles des deux rivières, respectivement, confirme que toutes les saisons diffèrent significativement de la rivière des Outaouais et du fleuve Saint-Laurent ($p_{\text{adj.}} < 0,001$). Les résultats hivernaux s'expliquent en partie par la persistance de l'influence du fleuve Saint-Laurent au début de l'année 2020, à la suite de la crue exceptionnelle de 2019 dans le système (IJC, 2026a), qui a généré deux valeurs de COT anormalement faibles (3,79 et 4,05 mg/L).

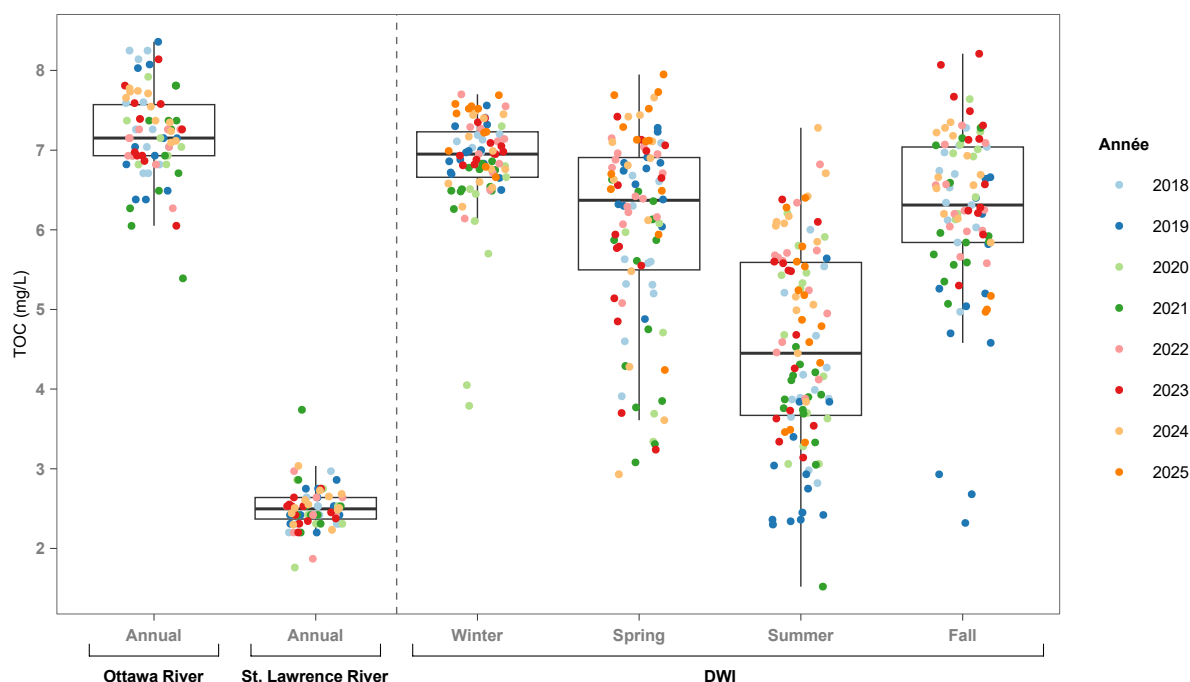


Figure 6.2 Concentrations quotidiennes estimées de COT dans les eaux de la rivière des Outaouais et du fleuve Saint-Laurent, et concentrations saisonnières de COT mesurées à la PEP sur la période 2018-2025.

6.4.2 Développement du modèle MLR et performances du modèle

Deux modèles MLR ont été développés pour prédire le COT à la PEP étudiée. Les paramètres et les indicateurs de performance sont résumés au Tableau 6.2.

Le modèle MLR1, basé uniquement sur des prédicteurs hydroclimatiques, explique 69 % de la variance du COT (R^2 ajusté = 0,69, RMSE = 0,76 mg/L, MAE = 0,61 mg/L). Le modèle MLR2, intégrant l'alcalinité comme indicateur supplémentaire de l'origines des eaux à la PEP, améliore considérablement les performances prédictives, expliquant 86 % de la variance du COT (R^2 ajusté = 0,85, RMSE = 0,54 mg/L, MAE = 0,42 mg/L).

Pour les deux modèles, la différence entre le R^2 ajusté et le R^2 prédit est restée inférieure à 0,20 ($\Delta R^2 = 0, \Delta R^2 = 0,01$), ce qui indique une bonne robustesse du modèle et l'absence de surapprentissage.

Tableau 6.2 Résumé des modèles MLR développés et des indicateurs de performance associés pour la prédiction du COT de l'eau brute (n=379)

Modèle	Interception	T	$\ln(Q_C)$	$\ln(Q_{MS})$	$\ln(Q_C) \times \ln(Q_{MS})$	Alc	R ² ajusté	R ² prédit	RMSE	MAE
MLR1	323,26	-0,05	-38,16	-36,39	4,39		0,69	0,69	0,76	0,61
MLR2	101,09	-0,03	-10,56	-10,92	1,25	-0,04	0,85	0,84	0,54	0,42

Les deux modèles présentent une plus grande dispersion à l'extrémité inférieure de la plage de COT observée (Figure 6.3), où les erreurs de prédiction sont proportionnellement plus élevées par rapport aux valeurs observées. À des concentrations de COT proches de celles du fleuve Saint-Laurent (moyenne: 2,53 mg/L), le CV-RMSE de (MLR1: 13,1 %, MLR2: 9,2 %) indique une incertitude plus élevée qu'aux concentrations dominées par la rivière des Outaouais (moyenne: 7,26 mg/L). Ces résultats suggèrent que les prédictions des modèles sont relativement moins précises lors des périodes d'influence du fleuve Saint-Laurent à la PEP. Compte tenu de ses performances supérieures pour tous les indicateurs, le modèle MR2 a été retenu pour les analyses de scénarios hydroclimatiques ultérieures.

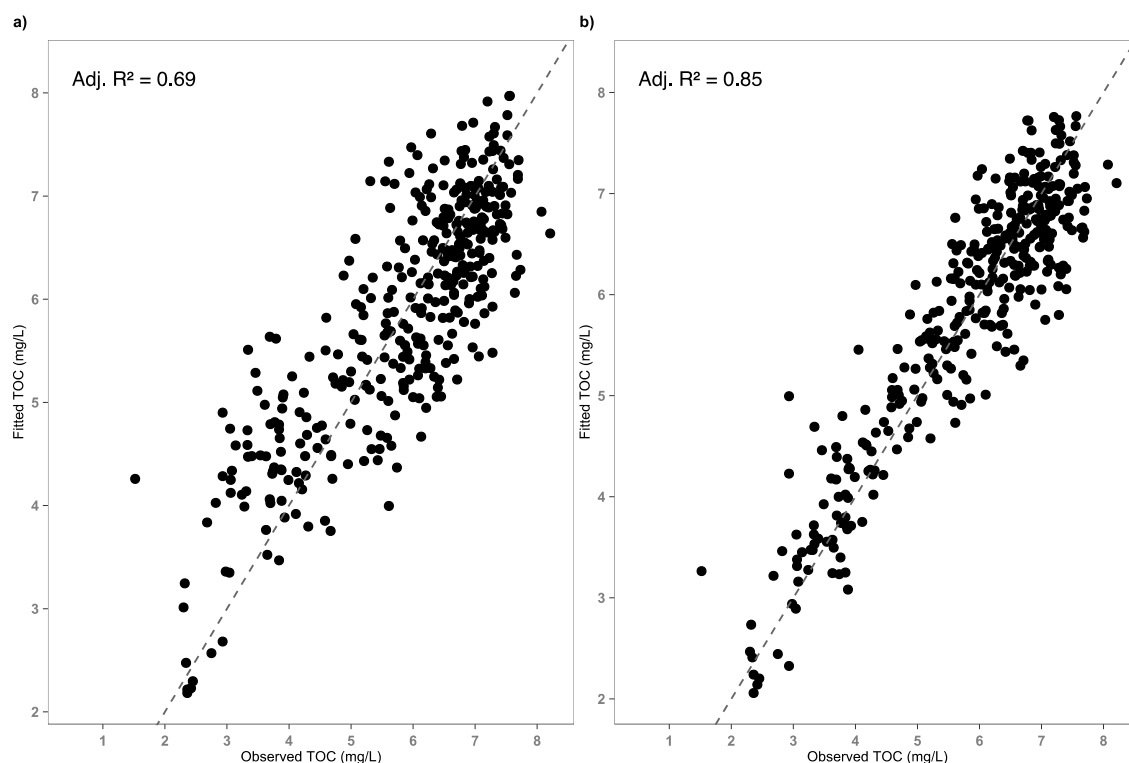


Figure 6.3 . Concentration de COT observée par rapport à la concentration prévue pour a) MLR1 et b) MLR2. La ligne pointillée représente la ligne 1:1.

6.4.3 Projection du COT selon un scénario climatique analogue

Pour le scénario climatique analogue, le modèle MLR2 prédit des concentrations de COT significativement plus faibles que celles de la période de référence 2018-2025 en hiver (6,81 contre 6,88 mg/L ; $p < 0,05$), au printemps (5,54 contre 6,03 mg/L ; $p < 0,001$) et en automne (5,83 contre 6,25 mg/L ; $p < 0,001$). En été, aucune différence significative n'est observée (Figure 6.4a), bien que les valeurs de juin soient significativement inférieures à la référence (Figure 6.4b).

Les prédictions hivernales demeurent proches de celles de la rivière des Outaouais (7,26 mg/L; Figure 6.4a), en accord avec la dominance hivernale de cette source à la PEP durant la période de référence Figure 6.2).

Les écarts les plus marqués apparaissent au printemps (Figure 6.4b), notamment en avril (5,81 contre 6,34 mg/L ; $p < 0,001$) et en mai (4,46 contre 6,15 mg/L ; $p < 0,001$). En 2010 (scénario analogue), la crue printanière au barrage Carillon a atteint son pic le 20 mars, soit 32 jours plus tôt que la moyenne historique (21 avril; 1991-2025; Figure C.1), ce qui en fait la crue la plus précoce jamais enregistrée. À la suite du pic, le débit de la rivière des Outaouais a rapidement diminué,

passant sous 1 000m³/s à la fin du mois de mai, bien en deçà des niveaux printaniers habituels (Figure C.1). Les prédictions quotidiennes atteignent un minimum de 3,39 mg/L à la fin du mois de mai, se rapprochant des valeurs moyennes du fleuve Saint-Laurent (2,53 mg/L). Cela traduit un basculement vers une l'influence accrue du fleuve Saint-Laurent à la PEP, plus précoce et plus marqué que durant la période de référence (Figure 6.2). Cette tendance à de faibles concentrations de COT se prolonge en juin ($4,10 \pm 0,28$ mg/L), avant un retour progressif vers des conditions dominées par la rivière des Outaouais à l'automne.

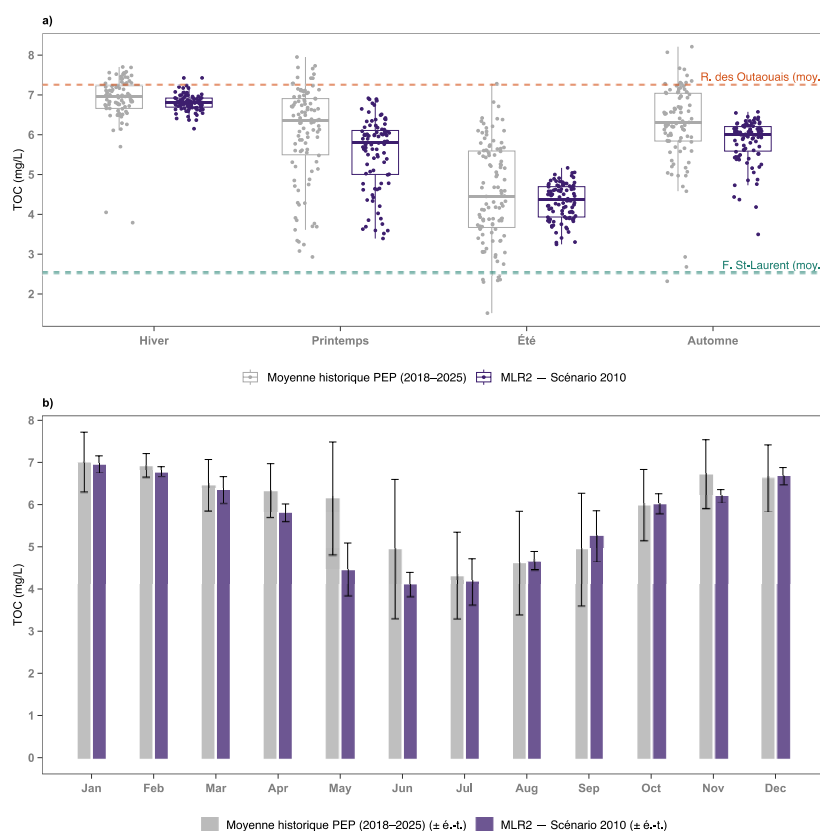


Figure 6.4 Concentrations de COT prévues selon le scénario climatique analogue pour MLR1 et MLR2, comparées à la période de référence 2018-2025. (a) Répartition saisonnière des prédictions quotidiennes individuelles ; les lignes pointillées horizontales indiquent les concentrations moyennes de COT associées à la rivière des Outaouais (rouge) et au fleuve Saint-Laurent (vert). (b) COT mensuel moyen prédit ($\pm$ é.t.) pour MLR1, MLR2 et la période de référence.

6.5 Discussion

6.5.1 Contrôles hydrologiques de la variabilité du COT au confluent

La PEP étudiée est soumise à des variations saisonnières des apports en eau brute, se traduisant par une forte variabilité des concentrations de COT dans l'eau brute (1,76-8,31 mg/L; Figure 6.2). Ces variations reflètent les fluctuations des contributions relatives de la rivière des Outaouais et du fleuve Saint-Laurent dans le lac Saint-Louis, entraînant une alternance de dominance des deux sources et des phases de mélanges qui contrôle la composition de l'eau brute à la PEP. L'apparition et la succession de ces conditions sont régies par les régimes hydrologiques saisonniers et la régulation des débits.

En hiver, les concentrations de COT à la PEP sont les plus stables, caractérisées par des valeurs élevées et une variabilité limitée, à l'exception de deux observations atypiques associées à des conditions hydrologiques extrêmes. Ces concentrations correspondent à celles de la rivière des Outaouais, indiquant une dominance soutenue de cette source durant cette période. Cette dominance résulte des effets combinés de la gestion des réservoirs en amont et de la régulation des débits du fleuve Saint-Laurent. Les principaux réservoirs du BRO sont progressivement vidés en hiver afin de créer une capacité de stockage pour la crue printanière, maintenant ainsi un débit soutenu en aval (ORRPB, 2026). Parallèlement, les débits sortants du lac Ontario sont réduits au barrage Moses-Saunders durant la formation de la glace afin de stabiliser la couverture de glace et de limiter les risques d'embâcle (CMI, 2016). Ces conditions favorisent l'expansion des eaux de la rivière des Outaouais dans le lac Saint-Louis et limitent la progression des eaux du Saint-Laurent vers la PEP.

Le printemps marque une transition vers des conditions plus variables à PEP, comme en témoigne l'augmentation de la variabilité du COT ($6,37 \pm 0,94$ mg/L; Figure 6.2). Au début de la crue printanière, le débit de la rivière des Outaouais augmente rapidement et atteint son maximum annuel sous l'effet de la fonte nivale, entraînant une élévation du niveau du lac Saint-Louis. Les débits sortants du lac Ontario sont alors restreints afin de réduire les risques d'inondation en aval, dans la région du lac Saint-Louis (CMI, 2016), ce qui maintient la dominance des eaux de la rivière des Outaouais à la PEP. À mesure que la crue s'estompe, les débits sortants du lac Ontario augmentent progressivement, renforçant l'influence du Saint-Laurent et favorisant des conditions de mélange plus variables.

En 2019, une crue printanière exceptionnelle, caractérisée par un enneigement supérieur à la moyenne, une fonte tardive et des précipitations intenses, a généré un débit record sur la rivière des Outaouais au barrage Carillon ($9\,217\text{ m}^3/\text{s}$) (IJC, 2026b; Kirchmeier-Young et al., 2021). Malgré des niveaux d'eau élevés dans le lac Ontario, les débits sortants au barrage Moses-Saunders ont été réduits afin de limiter les inondations critiques en aval. À partir de juin, des débits sortants, exceptionnellement élevé, ont été autorisés pour évacuer l'excès d'eau du lac Ontario, coïncidant avec des concentrations de COT plus faibles à la PEP, proches de celles du fleuve Saint-Laurent. Bien que ces débits aient ensuite diminué, ils sont restés supérieurs aux normales d'exploitation (IJC, 2026a), prolongeant l'influence du Saint-Laurent jusqu'à l'automne et l'hiver. Cette persistance est illustrée par plusieurs concentrations de COT anormalement faibles observées à la PEP à l'automne 2019 et à l'hiver 2020 (Figure 6.2). Ces observations montrent que des événements hydrologiques extrêmes, combinés à une régulation adaptative des débits, peuvent temporairement modifier la dominance des sources et accentuer la variabilité du COT à la PEP.

6.5.2 Dynamique du COT dans un scénario analogue au changement climatique

Le modèle MLR1, fondé sur le cadre hydroclimatique parcimonieux proposé par Tomperi et al. (2025) pour des PEP alimenté par une source unique, présente un pouvoir explicatif nettement inférieur à celui du modèle MLR2 ($R^2_{\text{ajusté}} = 0,85$ contre $0,69$). Ce résultat indique que les prédicteurs hydroclimatiques seuls ne suffisent pas à représenter la dynamique du COT dans un système de confluence, où les contributions des eaux varient dans le temps. L'intégration de l'alcalinité améliore les performances du modèle, reflétant sa capacité à distinguer les apports relatifs de la rivière des Outaouais et du fleuve Saint-Laurent à la PEP. Ces résultats suggèrent que le transfert de cadres de régression développés pour des systèmes à source unique vers des contextes de confluence nécessite l'ajout d'un indicateur physicochimique capable de discriminer la source des eaux à la PEP. Pour les exploitants d'usine de traitement d'eau potable, cela souligne l'intérêt d'une surveillance continue des paramètres de qualité de l'eau facilement mesurables, pouvant servir d'indicateurs de l'origine des eaux et soutenir le développement d'outil prédictifs pour une gestion proactive du traitement.

Le scénario climatique analogue et la crue exceptionnelle de 2019 illustrent deux conditions hydrologiques contrastées à la PEP, chacune entraînant des variations de COT à la PEP. En 2019,

la rivière des Outaouais a dominé la période printanière jusqu'à son pic, avant qu'une augmentation rapide des débits sortants du lac Ontario à la fin de l'été n'entraîne un basculement vers une dominance soutenue du fleuve Saint-Laurent, persistante jusqu'à l'automne et l'hiver (Figure 6.2). Dans le scénario climatique analogue, la phase printanière dominée par la rivière des Outaouais est plus courte et rapidement suivie par l'influence du fleuve Saint-Laurent, en raison d'une crue plus précoce et de plus faible amplitude que la moyenne historique (Figure C.1). Cette transition survient plus tôt dans la saison que durant la période de référence (Figure 6.2 vs. Figure 6.4). Bien que les deux situations conduisent à des périodes de faibles concentrations de COT à la PEP, les mécanismes sous-jacents diffèrent. En 2019, la baisse du COT résulte de rejets régulés du lac Ontario à la suite des inondations exceptionnelles dans la région du lac St. Louis. Dans le scénario analogue, elle est liée à une crue printanière précoce et réduite (-46 % par rapport à la période historique), associée à une diminution des apports issus de la fonte nivale dans la rivière des Outaouais, indépendamment de la gestion en aval.

Au-delà des concentrations, ces variations de contributions ont des implications sur la composition de la MON et, par conséquent, sur le traitement de l'eau potable. Les eaux de la rivière des Outaouais sont caractérisées par une MON humique, de haut poids moléculaire et de nature aromatique (Helie & Hillaire-Marcel, 2006; Maisonneuve et al., 2022), généralement bien éliminée par la coagulation améliorée (Edzwald, 1993; Sharp, Parsons, et al., 2006). À l'inverse, les eaux du fleuve Saint-Laurent, dans le lac Saint-Louis, sont dominées par des composés de type protéique, de plus faible poids moléculaire (2022), moins bien éliminés par coagulation. La variabilité de la composition de l'eau à la PEP entraîne ainsi des variations simultanées de la concentration et de la composition du COT, nécessitant une adaptation des conditions de traitement.

6.5.3 Incertitudes et limites

Le scénario climatique analogue repose sur les conditions hydrologiques observées en 2010, période durant laquelle le barrage Moses-Saunders était exploité selon le Plan binational 1958-D, contrairement au Plan 2014 actuellement en vigueur (IJC, 2016). Le modèle MLR2 ayant été calibré à partir de données de débits couvrant la période 2018-2025, régie par le Plan 2014, il reflète la dynamique de débits associée à ce cadre réglementaire. L'utilisation des données de débits 2010 au barrage Moses-Saunders peut ainsi introduire une incertitude dans les prédictions du modèle.

Le Plan 2014 a été conçu pour permettre des fluctuations plus naturelles des niveaux d'eau et une meilleure gestion des conditions de débit extrêmes par rapport au Plan 1958-D (IJC, 2016). À forçage hydroclimatiques équivalents, les schémas de débit peuvent donc différer selon le plan de régulation. L'ampleur de cette divergence sur les prédictions du MLR2 dans le cadre du scénario climatique analogue ne peut être quantifiée à partir des données disponibles. Les résultats doivent donc être interprétés en tenant compte de cette incertitude réglementaire. À plus long terme, cette limitation pourrait dépasser le cadre de l'analogie de 2010. Shrestha and Seglenieks (2026) soulignent que le Plan 2014 a déjà été remis en question quant à sa capacité à gérer des conditions de débits extrêmes, notamment à la suite des inondations de 2017 et 2019. De futures modifications du plan de régulation pourraient ainsi altérer la dynamique des débits au barrage Moses-Saunders d'une manière non représentée par la calibration actuelle du modèle MLR2, introduisant une incertitude supplémentaire dans les projections à long terme du COT à la PEP.

Le modèle MLR a été calibré à partir de mesures de COT recueillies à la PEP entre 2018 et 2025, capturant principalement la variabilité à court terme associée aux contrôles hydroclimatiques et à la dynamique de mélange des eaux. Aucun prédictor représentant les facteurs de contrôle à long terme du COT à l'échelle du bassin versant n'a été inclus, ce qui implique une hypothèse implicite de stationnarité des concentrations de COT. Dans les Grands Lacs, Berry et al. (2026) ont documenté une augmentation significative du COD en zone littorale ($\sim 0,5$ % par an) dans les lacs Supérieur, Huron, Érié et Ontario entre 2002 et 2022. En revanche, Mahdiyan et al. (2020) n'ont pas observé de tendance significative à long terme du COD dans l'échelle des Grands Lacs dans leur ensemble, mais ont mis en évidence des relations positives avec les températures hivernales et printanières. Dans un contexte de réchauffement régional (Bartolai et al., 2015; Seglenieks & Temgoua, 2022), ces contrôles climatiques pourraient modifier davantage la dynamique du COD à l'échelle du système. Bien que les tendances à long terme du COD n'aient pas été évaluées dans la rivière des Outaouais, les changements hydroclimatiques projetés dans son bassin, caractérisés par des conditions plus chaudes et plus humides (Shrestha & Seglenieks, 2026), sont cohérents avec les facteurs connus de brunissement (Blanchet et al., 2022). Ces éléments introduisent une incertitude supplémentaire dans les projections à long terme du COT à la PEP, qui ne peut être résolue avec le cadre de modélisation actuel.

6.5.4 Implications pour la gestion des eaux de surface et le traitement de l'eau potable

Le cadre du modèle de MLR proposé constitue une première étape vers un système intégré d'aide à la décision (DSS) au PEP en confluence, en reliant la dynamique des sources d'eau aux estimations du COT de l'eau brute afin de soutenir une gestion proactive et adaptative du traitement. L'estimation continue du COT peut également servir de signal d'alerte précoce des transitions entre sources, permettant aux opérateurs d'anticiper les changements de qualité de l'eau avant que les performances du traitement ne soient affectées.

Au-delà des seules concentrations de COT, les variations de composition de la MON ont des implications importantes pour le traitement, en fonction de l'évolution des contributions des sources d'eau. La MON d'origine terrestre, riche en composés humiques et caractéristique des eaux de la rivière des Outaouais, favorise une coagulation, ses fractions aromatiques de haut poids moléculaire étant efficacement éliminées par ce procédé (Edzwald, 1993; Sharp, Jarvis, et al., 2006). Cette forte aromaticité est également associée à un potentiel élevé de formation de THM lors de la chloration (Hua & Reckhow, 2007; Reckhow et al., 2002). À l'inverse, la MON de faible poids moléculaire, de type protéique, plus caractéristique des eaux du fleuve Saint-Laurent, est moins efficacement éliminée par la coagulation (Baghoth, Sharma & Amy, 2011; Sharp, Jarvis, et al., 2006). Cette fraction favorise également le potentiel de croissance microbienne dans les réseaux de distribution, réduisant ainsi la stabilité des résiduels de désinfectants (Korotta-Gamage & Sathasivan, 2017). Lors de la désinfection, elle peut aussi conduire à la formation préférentielle d'haloacétonitriles et d'autres N-SPD, associés à une toxicité supérieure à celle des THM réglementés (Muellner et al., 2006; Shah & Mitch, 2012).

Ces éléments soulignent la nécessité de disposer d'outils capables de suivre en continu la composition de la MON. Les indicateurs basés sur la fluorescence constituent une approche prometteuse, permettant une évaluation en temps réel de la composition de la MON (Murphy et al., 2011; Shutova et al., 2014). De tels capteurs offriraient aux opérateurs une vision plus complète de la qualité de l'eau brute et faciliteraient l'adoption des stratégies de traitement aux variations des sources d'eau.

6.6 Conclusions

Cette étude montre que la variabilité du COT à la PEP située en confluence est principalement contrôlée par les variations des contributions relatives de la rivière des Outaouais et du fleuve Saint-Laurent, ayant des propriétés physicochimiques distinctes. Les tendances saisonnières traduisent une alternance de dominance entre la rivière des Outaouais et le fleuve Saint-Laurent, avec des concentrations élevées de COT associées à l'influence de la rivière des Outaouais en hiver et en période de crue. Les événements hydrologiques extrêmes et la régulation des débits peuvent perturber davantage ces schémas, entraînant une variabilité marquée et atypique du COT à la PEP.

Le cadre MLR constitue une approche simple et efficace pour relier la variabilité hydroclimatique aux concentrations de COT dans l'eau brute. L'intégration d'un indicateur physicochimique des sources d'eau améliore considérablement améliorée les performances du modèle, montrant que les prédicteurs hydroclimatiques seuls ne suffisent pas à représenter pleinement la dynamique de la qualité de l'eau en contexte de confluence. Cela souligne l'importance d'intégrer des traceurs des eaux de source dans le développement d'outils prédictifs adaptés à ces environnements.

Dans un scénario climatique analogue, une fonte des neiges plus précoce et une diminution de l'ampleur des crues printanières entraînent un basculement plus précoce et plus marqué vers l'influence du fleuve Saint-Laurent, se traduisant par des concentrations de COT plus faibles à la PEP. Ces résultats suggèrent que les changements hydroclimatiques futurs pourraient modifier à la fois le moment et la variabilité des contributions des sources d'eau, avec des implications directes pour la qualité de l'eau potable et les opérations de traitement.

Cette étude s'est concentrée sur la variabilité d'origine hydrologique et repose sur l'hypothèse de concentrations de COT stationnaires au sein de chaque source. Les tendances à long terme du COD, notamment les processus de brunissement, n'ont pas été explicitement représentées. Des travaux futurs devraient intégrer une surveillance continue de la quantité et de la composition du COT afin de mieux saisir l'évolution des conditions de qualité de l'eau et les défis de traitement associés, en particulier en ce qui concerne la formation de SPD.

Dans l'ensemble, ce travail met en évidence la sensibilité des PEP en confluence à la variabilité hydroclimatique et à la dynamique des sources d'eau. Il propose un cadre transférable et fondé sur les données pour soutenir une gestion résiliente de l'eau potable et le développement de stratégies de traitement adaptatives dans le contexte de changements climatiques.

CHAPITRE 7 DISCUSSION GÉNÉRALE

7.1 Synthèse des contributions du projet de recherche

Les sources d'eau potable de surface au Québec font face à des perturbations climatiques croissantes. Ces perturbations modifient la quantité et la composition de la MOD dans les eaux brutes. Elles complexifient les procédés de traitement et mettent en tension la résilience des systèmes d'approvisionnement. Ce projet de recherche vise à **analyser les effets de perturbations climatiques sur la dynamique de la matière organique naturelle dans les sources d'eau potable de surface au Québec, afin de contribuer à la protection de ces sources et à la résilience de leur traitement.**

Pour atteindre cet objectif, trois objectifs spécifiques complémentaires ont été poursuivis :

- (1) Développer une méthodologie simple, rapide et applicable à grande échelle pour évaluer la vulnérabilité des prises d'eau potable de surface face à la contamination par ruissellement associée aux feux de forêt.
- (2) Déterminer la dynamique spatio-temporelle de la MOD dans la partie inférieure de la rivière des Outaouais, incluant la zone de mélange avec le fleuve Saint-Laurent, durant la période de fonte des neiges et la saison de croissance.
- (3) Développer un cadre prédictif de la variabilité du COT à l'entrée de l'usine de traitement d'eau potable de Pointe-Claire en fonction de la dynamique de mélange des eaux de la rivière des Outaouais et de fleuve Saint-Laurent.

La thèse explore ainsi trois axes majeurs alignés aux perturbations climatiques affectant les sources d'eau potable de surface. Le CHAPITRE 4 s'intéresse aux feux de forêt, en évaluant de façon spatiale et prospective la vulnérabilité des prises d'eau potable face aux risques de contamination par ruissellement suite à un feu dans un contexte réglementaire québécois. Le CHAPITRE 5 s'intéresse au brunissement des eaux de surface, en caractérisant comment la MOD se structure dans l'espace et temporellement dans la section inférieure de la rivière des Outaouais jusqu'à la confluence avec le fleuve Saint-Laurent. Le CHAPITRE 6 s'intéresse à la dynamique de mélange des masses d'eau à la prise d'eau potable de Pointe-Claire, en montrant comment les régimes hydrologiques saisonniers gouvernent la variabilité du COT et en développant un cadre prédictif pour anticiper ces fluctuations.

Ces contributions sont présentées à la Figure 7.1, qui synthétise les apports académiques et pratiques de chacun des trois objectifs du projet de recherche.



Figure 7.1 Principales contributions académiques et pratiques des trois objectifs du projet de recherche

7.2 Retour sur les questions de recherche

Cette section revient sur les questions de recherches présentées au CHAPITRE 3 (Tableau 3.2) en mettant en perspective les contributions apportées par les trois articles scientifiques de cette thèse. La Figure 7.2 synthétise la progression conceptuelle et méthodologique de la thèse, en reliant les objectifs et les questions de recherche aux principaux résultats obtenus dans chacun des articles.

L'atteinte du premier objectif spécifique (CHAPITRE 4) a permis de développer un cadre d'évaluation spatial de la vulnérabilité des prises d'eau potable à la contamination par ruissellement associée aux feux de forêt. Ce cadre est fondé sur des données accessibles à l'échelle provinciale. Ce travail révèle que l'intégration des projections climatiques redistribue les priorités d'intervention territoriale. Il montre aussi qu'une approche simple peut produire des résultats cohérents avec les dynamiques territoriales réelles, ce qui en soutient l'intégration dans les démarches réglementaires existantes.

L'atteinte du second objectif spécifique (CHAPITRE 5) a permis de caractériser la dynamique spatio-temporelle de la MOD dans la partie inférieure de la rivière des Outaouais, incluant la confluence avec le fleuve Saint-Laurent. Ce travail établit que cette dynamique est structurée davantage par les apports terrestres du bassin versant que par les processus internes. La confluence joue un rôle déterminant en imposant des transitions abruptes entre deux masses d'eau aux compositions physicochimiques contrastées.

L'atteinte du troisième objectif spécifique (CHAPITRE 6) a permis de développer un cadre prédictif liant la dynamique hydrologique de la confluence Outaouais-Saint-Laurent à la variabilité du COT à la prise d'eau potable de Pointe-Claire. Ce travail montre que comprendre la dynamique hydrologique améliore la capacité d'anticipation de la qualité de l'eau brute, comme en témoigne la performance du modèle de régression (complet : $R^2=0.85$, parcimonieux : $R^2=0.64$). Ce cadre prédictif constitue un levier concret pour passer d'une gestion réactive à une anticipation proactive des conditions de traitement, notamment lors des transitions saisonnières des deux masses d'eau.

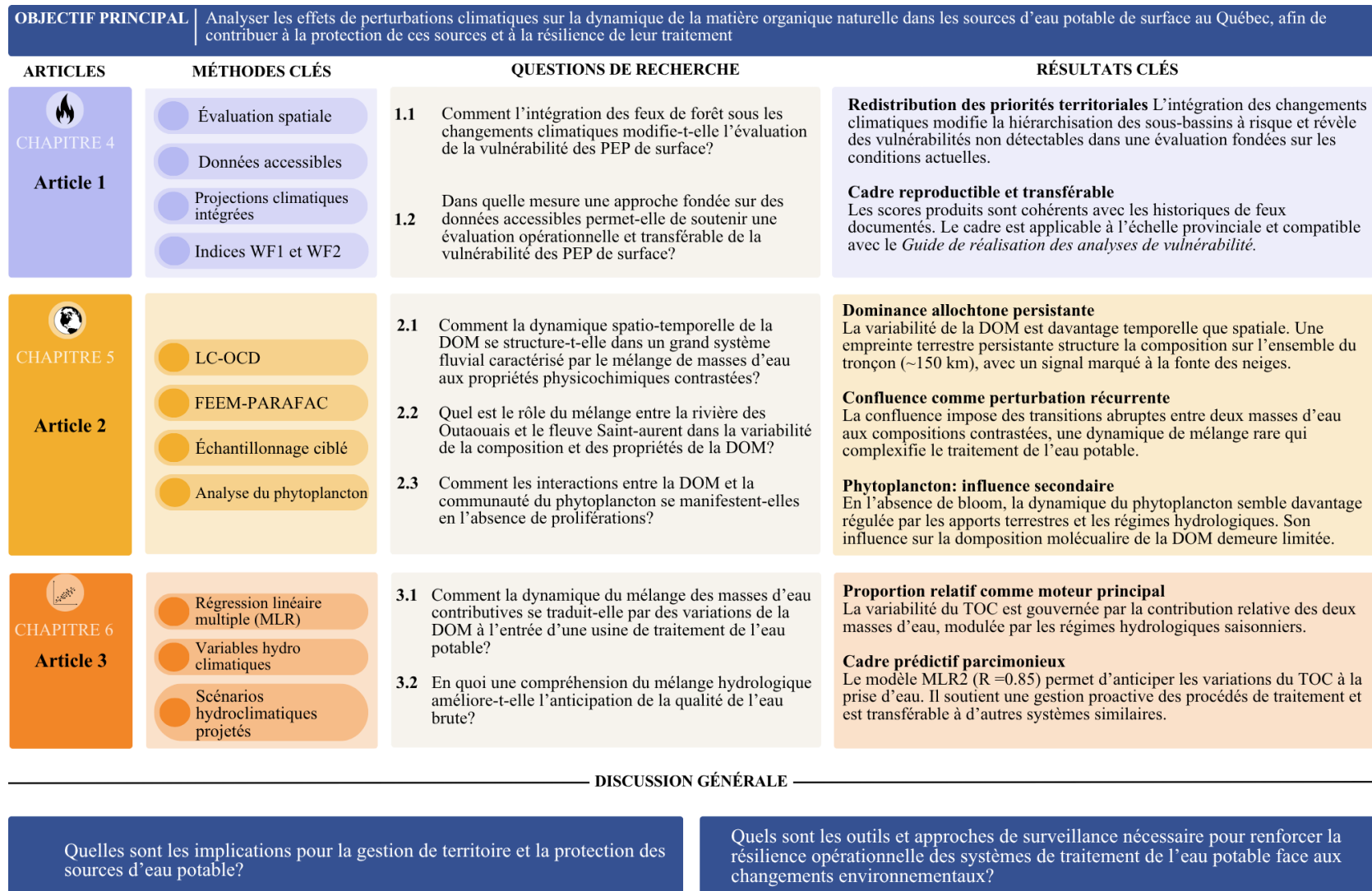


Figure 7.2 Fil conducteur de la thèse - approches, questions de recherche et résultats clés

7.2.1 Apports du cadre de vulnérabilité pour la protection des prises d'eau potable

La contribution scientifique du premier objectif spécifique de recherche repose sur le développement d'un cadre d'évaluation de la vulnérabilité des prises d'eau potable de surface aux impacts potentiels des feux de forêt (CHAPITRE 4). Cette contribution s'inscrit dans un contexte réglementaire québécois où les analyses de vulnérabilité des prises d'eau potable sont obligatoires, sous le *Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection*, sans toutefois intégrer les feux de forêt comme pression potentielle. Cette lacune est particulièrement critique dans un contexte de changements climatiques, où l'augmentation anticipée de la fréquence et de la sévérité des feux de forêt est susceptible d'accroître les risques pour les sources d'eau potable de surface.

L'intégration des feux de forêt dans le cadre existant au Québec, soit dans le *Guide de réalisation des analyses de vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable*, permet de compléter les analyses de vulnérabilité en documentant une pression encore peu considérée dans les démarches réglementaires. L'approche proposée repose sur une lecture territoriale fondée sur les caractéristiques des sous-bassins contributifs, permettant d'attribuer un degré de vulnérabilité directement applicable aux prises d'eau potable. Cette stratégie fait évoluer l'analyse de vulnérabilité vers une perspective plus préventive, en fournissant des éléments d'aide à la décision susceptibles de soutenir l'aménagement du territoire et la mise en place de mesures visant à atténuer les impacts potentiels des feux de forêt sur la qualité de l'eau. Ces actions contribuent à renforcer la capacité à soutenir la résilience des systèmes d'approvisionnement en eau potable de surface face à l'augmentation attendue des feux de forêt sous les changements climatiques.

Par ailleurs, cette contribution démontre qu'une approche fondée sur des données accessibles permet de soutenir une évaluation opérationnelle et transférable de la vulnérabilité des prises d'eau potable de surface. En contraste avec les approches reposant sur des jeux de données complexes à disponibilité variable (p.ex., Robichaud & Padowski (2023), Robinne et al. (2019), Robinne et al. (2018)), la méthodologie proposée s'appuie sur des informations disponibles à l'échelle provinciale, favorisant sa reproductibilité sans compromettre la cohérence spatiale de l'analyse. Cette simplification constitue un choix

méthodologique central dans un contexte réglementaire où les analyses doivent être mises à jour, souvent avec des ressources limitées. L'approche développée offre ainsi un compromis entre robustesse scientifique et applicabilité, facilitant son intégration dans les processus existants de gestion et de protection des sources d'eau potable. Elle permet également son arrimage avec les besoins et les connaissances des parties prenantes du territoire.

Cet objectif met également en évidence le rôle nuancé des milieux forestiers dans la vulnérabilité des prises d'eau potable de surface. En intégrant simultanément leur fonction de régulation naturelle de la qualité de l'eau et leur susceptibilité aux perturbations, l'approche proposée met en lumière les compromis auxquels sont confrontés les gestionnaires des prises d'eau potable dans un contexte de changements climatiques. Cette double lecture permet de représenter plus réalistement la vulnérabilité des systèmes d'approvisionnement. Cette contribution apporte ainsi une perspective intégrée, encore peu considérée dans les démarches existantes, et améliore la capacité à anticiper les effets contrastés du fonctionnement forestier naturel sur les sources d'eau potable.

Enfin, l'intégration des feux de forêt dans l'évaluation de la vulnérabilité des prises d'eau potable permet de repositionner cette analyse dans une perspective prospective, en tenant compte de perturbations dont l'importance est appelée à croître dans les prochaines décennies. L'approche proposée contribue à faire évoluer l'analyse de vulnérabilité d'un exercice principalement rétrospectif vers un outil capable de soutenir l'anticipation des risques futurs. Cette évolution renforce la pertinence des analyses de vulnérabilité dans un contexte de changements climatiques et soutient leur utilisation comme levier pour orienter les stratégies de protection des sources d'eau potable. Elle ouvre la voie à une intégration plus systématique des perturbations climatiques dans les cadres existants et contribue à l'adaptation des pratiques de gestion aux conditions environnementales futures.

7.2.2 Apports de la compréhension de la dynamique de la MOD pour la protection des prises d'eau potable

La contribution scientifique des deuxième et troisième objectifs spécifiques de recherche repose sur la caractérisation et la compréhension de la dynamique de la MOD dans un grand système fluvial utilisé pour l'alimentation en eau potable (CHAPITRES 5 et 6). Cette

contribution s'inscrit dans un contexte où le brunissement des eaux de surface représente l'une des transformations les plus documentées dans les eaux douces de l'hémisphère nord. Ce phénomène modifie profondément les propriétés de l'eau brute et complique les procédés de traitement.

Le CHAPITRE 5 produit la première caractérisation de la quantité et de la qualité de la MOD dans la partie inférieure de la rivière des Outaouais par LC-OCD et FEEM-PARAFAC, incluant la zone de confluence avec le fleuve Saint-Laurent. L'étude couvre deux périodes hydrologiques contrastées, la fonte des neiges et la saison de croissance en conditions de débit de base, qui capturent les extrêmes de variabilité de ce bassin versant de 146 000 km². Cette caractérisation révèle que la variabilité de la MOD est davantage temporelle que spatiale sur le tronçon étudié d'environ 150 km, malgré la présence de tributaires. Les apports terrestres maintiennent une empreinte allochtone dominante et stable, contrairement à ce qui est observé dans d'autres grandes rivières où la signature aromatique décline avec la distance. Cette connaissance du fonctionnement de ce système est utile pour interpréter les fluctuations de la MOD à la prise d'eau, en particulier lors de la fonte des neiges, période de mobilisation maximale de la MOD terrestre. Pour la prise d'eau de Pointe-Claire, à la confluence, l'application de ces techniques (LC-OCD et FEEM-PARAFAC) révèle que les transitions entre les deux masses d'eau modifient abruptement la quantité et la qualité de la MOD. Ces changements, récurrents et saisonniers, constituent une pression opérationnelle distincte des variations hydrologiques du bassin versant de l'Outaouais.

Le CHAPITRE 6 prolonge cette compréhension vers l'anticipation opérationnelle à l'eau brute de l'usine de traitement de l'eau potable de Pointe-Claire. Ce chapitre établit que la variabilité du COT à la prise d'eau de Pointe-Claire est principalement gouvernée par la proportion relative des deux sources contributives. Si l'hiver produit des conditions relativement stables à l'eau brute, dominées par les eaux de la rivière des Outaouais, les autres saisons génèrent des oscillations entre les deux sources. Ces oscillations se traduisent par des changements abrupts et récurrents dans la concentration du COT à la prise d'eau. Ces transitions constituent une source d'incertitude pour l'ajustement des procédés de traitement, particulièrement lors d'événements hydrologiques extrêmes qui amplifient ou perturbent les tendances saisonnières habituelles. Un modèle MLR parcimonieux fondé sur

des données hydroclimatiques permet d'anticiper ces variations du COT sans recourir à une modélisation hydrodynamique complexe.

L'usine de traitement de l'eau potable de Pointe-Claire utilise la turbidité comme indicateur principal pour le contrôle du procédé de traitement. Or, la littérature établit que les conditions optimales de coagulation pour l'enlèvement de la MON ne correspondent pas nécessairement aux conditions optimales pour l'enlèvement de la turbidité (Yan et al., 2008). La variabilité de la MON en concentration et en composition réduit l'efficacité de la coagulation conventionnelle (Sillanpaa, Ncibi, Matilainen, et al., 2018). Dans le contexte de Pointe-Claire, l'alternance entre les eaux de l'Outaouais et celles du Saint-Laurent amplifie ce risque de découplage entre le signal de turbidité et la charge organique réelle à la prise d'eau. Ce travail démontre que les débits des deux rivières expliquent une part importante de la variabilité de du COT dans ce système. Il ouvre ainsi la voie au développement d'outils prédictifs pour compléter ou remplacer la turbidité comme indicateur de contrôle du procédé de traitement.

La documentation des événements hydrologiques extrêmes de 2019 et 2020 illustre concrètement la sensibilité de cette prise d'eau à ces perturbations. Dans un contexte où les projections climatiques anticipent une intensification de ces événements et des modifications des régimes hydrologiques dans le bassin de l'Outaouais, ce cadre prédictif acquiert une valeur prospective pour la gestion à long terme de l'approvisionnement en eau potable de la grande région de Montréal.

7.3 Mise en perspective : leviers d'action pour la résilience des systèmes d'approvisionnement

Les contributions de cette thèse fournissent des connaissances et des outils permettant de renforcer la résilience des systèmes d'approvisionnement en eau potable face aux pressions actuelles et futures.

7.3.1 Implications pour la gestion du territoire et la protection des sources d'eau potable

Les changements climatiques accentuent la vulnérabilité des sources d'eau potable, en influençant à la fois les risques de contamination et les pénuries d'eau. Cette réalité est

particulièrement préoccupante au Québec, où les régions de hautes latitudes devraient connaître des changements plus rapides et plus intenses. Une revue de littérature approfondie guide l'intégration de l'évolution climatique d'un ensemble de menaces dans l'évaluation de la vulnérabilité des systèmes d'eau potable (Leveque et al., 2021). Des études menées au Québec ont ensuite appliqué cette intégration dans l'évaluation de menaces spécifiques, telles que les pénuries d'eau ou les contaminations microbiennes (Leveque et al., 2024; Reddythota et al., 2025). Dans cette continuité, le premier objectif de cette thèse considère le cas des feux de forêt, en tenant compte de leur évolution future et leurs impacts potentiels sur les prises d'eau potable (CHAPITRE 4). Ces travaux s'inscrivent dans un effort croissant visant à intégrer les changements climatiques dans les analyses de vulnérabilité des sources d'eau potable au Québec. Ils montrent que les connaissances et les outils nécessaires à cette intégration sont disponibles. Au Québec, ces analyses sont réalisées conformément au *Guide de réalisation des analyses de vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable*, qui encadre la démarche appliquée par les municipalités. L'enjeu réside désormais dans l'application concrète de ces connaissances dans la démarche prescrite par le Guide. L'intégration des changements climatiques dans cette démarche représente une étape essentielle pour assurer la protection à long terme des sources d'eau potable et renforcer la résilience des systèmes d'approvisionnement.

La protection des sources d'eau potable s'inscrit dans une approche de protection à barrières multiples, recommandée par l'Organisation Mondiale de la Santé et largement adoptée à l'échelle internationale. Cette approche repose sur un ensemble de politiques, d'activités et de mesures visant à prévenir et à contrôler les sources de contamination, depuis le bassin versant jusqu'au robinet. Dans cette perspective, la protection des sources d'eau potable constitue la première barrière et représente un levier central pour agir directement sur les pressions s'exerçant à l'échelle du territoire. Au Québec, les analyses de vulnérabilité s'inscrivent directement dans cette première barrière. Elles constituent un outil structurant pour la gestion du territoire, en permettant d'identifier et de prioriser les menaces susceptibles d'affecter la qualité de l'eau, d'en évaluer l'importance relative, et d'orienter les décisions d'aménagement et de protection des bassins versants. En intégrant les risques émergents, tels que les feux de forêt, ces analyses permettent également

d'anticiper leurs implications pour traitement de l'eau et de soutenir la mise en place de mesures préventives visant à réduire les pressions à la source. Dans ce contexte, l'intégration des changements climatiques dans ces analyses devient une condition essentielle pour anticiper l'évolution des menaces et orienter la gestion du territoire. Ainsi, l'analyse de vulnérabilité dépasse le cadre d'un simple exercice d'évaluation et devient un outil d'aide à la décision pour les gestionnaires du territoire. Son efficacité repose sur sa capacité à identifier et à prioriser les sources de contamination représentant les risques les plus élevés, afin de guider les actions de protection et d'assurer la pérennité des sources d'eau potable dans un contexte de changements climatiques et globaux.

Décolonisation de l'eau : sanctuaire de résilience des communautés autochtones

La vulnérabilité des communautés situées en milieu forestier est particulièrement critique, car l'évolution du régime des feux augmente la probabilité de perturbations susceptibles d'affecter l'approvisionnement en eau potable (Yupanqui et al., 2026). La saison des feux de 2023 constitue à cet égard un point de rupture historique, avec environ 4.5 millions d'hectares brûlés au Québec (Jain et al., 2024), et plus de 38 700 personnes évacuées (Boulanger et al., 2025), une situation sans précédent dans l'histoire de la province. Plusieurs territoires autochtones ont été exposés à des feux, menant à l'évacuation de leur communauté.

Les communautés autochtones possèdent une connaissance approfondie de leur territoire et des perturbations qui l'affectent, développée à travers une relation continue avec leurs bassins versants (Wilson & Inkster, 2018). Ces savoirs incluent notamment des pratiques culturelles de gestion du feu, utilisées pendant des millénaires pour réduire le risque et la sévérité des feux (Lake & Christianson, 2019; Lake et al., 2017). Ces pratiques ont toutefois été prohibées ou sévèrement restreintes par des politiques gouvernementales de suppression des feux, entraînant la rupture des régimes de feu traditionnels et une augmentation de la sévérité des feux de forêt (Hoffman et al., 2022; Kreider et al., 2024). Des initiatives récentes soutiennent leur réintégration, notamment en collaboration avec des Premières Nations en Colombie-Britannique et au Yukon (Hoffman et al., 2022; Prichard et al., 2021; YFNW, 2026). Ces connaissances demeurent cependant insuffisamment soutenues par des ressources techniques, financières et institutionnelles

adéquates (Hoffman et al., 2022; Nikolakis et al., 2025). La résilience des communautés autochtones face aux feux de forêt repose sur la légitimité accordée à leurs savoirs, ainsi que sur la liberté et le soutien nécessaires à l'exercice de leurs pratiques culturelles.

Ces enjeux s'inscrivent dans un contexte plus large où les Premières Nations font face à des inégalités persistantes d'accès à une eau potable sécuritaire, documentées depuis plusieurs décennies (Meehan et al., 2020; Patrick, 2011). Le financement fédéral a été jugé insuffisant pour assurer la conception, l'exploitation et l'entretien adéquat des systèmes d'eau potable, contribuant à des défaillances dans la protection des sources et à la dégradation des infrastructures (De Coste et al., 2024). Ces lacunes se manifestent notamment par des avis à long terme concernant l'eau potable (p.ex., risque pour la santé, consommation interdite), dont certains ont persisté pendant des décennies. Ces situations demeurent largement plus fréquentes dans les communautés des Premières Nations que dans les communautés non autochtones (Patrick, 2011). Cette réalité contraste avec les recommandations internationales, qui reconnaissent l'accès à une eau potable sécuritaire comme un droit humain fondamental (OHCHR, 2010).

La mitigation des risques de feux de forêt est essentielle à la protection des sources d'eau potable et à la sécurité de l'approvisionnement (Robinne et al., 2021). Toutefois, elle ne permet pas de résoudre les lacunes structurelles liées à la gouvernance de l'eau ni de compenser les infrastructures inadéquates auxquelles sont confrontées les communautés autochtones (Hurlbert et al., 2024; McKibbin, 2023). Assimiler la protection des sources à une garantie suffisante d'accès à une eau potable de qualité relève d'un raisonnement réducteur. En l'absence de réformes structurelles, la mitigation des risques demeure une solution partielle, insuffisante pour assurer le droit fondamental d'accès à une eau potable sécuritaire pour les communautés autochtones.

7.3.2 Nouveau paradigme dans la compréhension des tendances de qualité des eaux de surface

Au Québec, le suivi de la qualité des eaux de surface s'est structuré à travers la mise en place progressive de réseaux de surveillance visant à documenter l'état et l'évolution des milieux aquatiques. Établi en 1979, le réseau de suivi de la qualité de l'eau, le *Réseau-rivières*, assure la surveillance de base de la qualité des principales rivières (Hébert &

Ouellet, 2005). Le cadre a été complété en 2004 par la création du *Réseau de surveillance volontaire des lacs*, spécifiquement conçu pour suivre l'état trophique des lacs (MELCCFP, 2026). Ces programmes ont contribué à soutenir le suivi des stratégies de gestion et de protection des ressources hydriques à l'échelle provinciale.

Le phosphore s'est imposé comme l'indicateur privilégié de l'état écologique des eaux de surface, en raison de son rôle dans le processus d'eutrophisation. Dans les cadres officiels d'évaluation, la qualité de l'eau est interprétée principalement selon une perspective trophique. Notamment, le *Réseau de surveillance volontaire des lacs* classe l'état des lacs selon leur niveau trophique, déterminé à partir du phosphore, de la chlorophylle a et de la transparence de l'eau (MELCCFP, 2026). De même, *Réseau-rivières* utilise l'indice de qualité bactériologique et physicochimique (IQBP) pour évaluer l'état global des cours d'eau (Hébert, 1996). Cet indice intègre le phosphore et la chlorophylle a pour évaluer la protection des plans d'eau et la protection de la vie aquatique. Cette approche se reflète aussi dans les diagnostics des organismes de bassins versants, où l'eutrophisation constitue une composante centrale de l'interprétation de qualité de l'eau, aux côtés d'autres contaminants (pesticides, microorganismes).

Ainsi, le paradigme traditionnel pour évaluer la qualité des plans d'eau au Québec repose sur l'idée que leur état est principalement déterminé par l'eutrophisation liée aux apports en phosphore. Or, ce cadre de compréhension est insuffisant pour évaluer les tendances générales de la qualité de l'eau, qui résultent de processus multiples et interdépendants. Dans un contexte de changements climatiques et globaux, les systèmes aquatiques sont exposés à des conditions nouvelles qui modifient leur état et les enjeux associés à leur gestion. Un nouveau paradigme est ainsi nécessaire, intégrant la dynamique de la MON, pour mieux comprendre les transformations en cours, expliquer l'émergence de nouvelles pressions et soutenir une gestion adaptée des sources d'eau potable.

Le brunissement des eaux de surface, associé à une augmentation de la MOD d'origine terrestre, constitue l'une des transformations les plus largement observées dans l'hémisphère nord. Ce phénomène modifie les propriétés physicochimiques et biologiques des écosystèmes aquatiques, entraînant des changements de la qualité des eaux de surface destinées à la production d'eau potable (Section 2.4.6). Le brunissement agit en interaction

avec d'autres pressions, notamment l'eutrophisation et les changements climatiques, pouvant entraîner des effets additifs ou synergiques. Par exemple, la combinaison du brunissement et de l'eutrophisation accentue la diminution de la transparence de l'eau au-delà de l'effet de chaque processus pris individuellement, modifiant davantage la dynamique et les caractéristiques de la MOD (Kritzberg et al., 2020). Le brunissement représente un défi opérationnel majeur pour les usines de traitement de l'eau potable (Anderson et al., 2023). Ce phénomène affecte l'efficacité des procédés de traitements en place et augmente le potentiel de formation de SPD. Le brunissement souligne ainsi l'importance d'évaluer les tendances générales de la qualité de l'eau, sous un paradigme qui tient compte aussi des interactions complexes entre les pressions environnementales.

Les tendances générales de la qualité des eaux de surface demeurent insuffisamment intégrées aux cadres de gestion des usines de traitement de l'eau potable. Cette lacune limite la capacité des gestionnaires à comprendre les dynamiques à long terme qui affectent les sources d'eau potable et à anticiper les pressions futures sur ces systèmes. L'acquisition de séries temporelles est nécessaire pour combler cette limite, permettant de distinguer la variabilité naturelle des tendances à long terme et d'améliorer la compréhension de l'évolution des pressions. Ces informations constituent un fondement essentiel pour orienter la conception des filières de traitement, notamment la conception des nouvelles usines et la mise à niveau des infrastructures existantes. Dans ce contexte, l'intégration d'une flexibilité opérationnelle dès la conception permet de maintenir la performance des installations et d'assurer leur résilience face à l'incertitude associée aux changements environnementaux.

Ces séries temporelles reposent sur des programmes de surveillance à long terme dans les cours d'eau utilisés comme sources d'eau potable. Toutefois, ces programmes demeurent vulnérables aux contraintes institutionnelles, comme en témoignent les récentes restrictions budgétaires au Québec ayant entraîné une réduction du nombre de stations du Réseau-rivières et une interruption précoce de l'échantillonnage en 2025 (Deshais, 2026). Dans ce contexte, la priorisation des efforts de surveillance à l'échelle des bassins versants constitue un enjeu clé pour orienter les ressources disponibles vers les sources d'eau potable les plus vulnérables. Les données de qualité de l'eau brute collectées par les usines de traitement constituent à cet égard une source complémentaire précieuse pour pallier ces lacunes.

Au-delà de la conception des filières de traitement, l'exploitation des usines de traitement de l'eau potable repose sur un suivi continu de la qualité de l'eau, tant à l'eau brute qu'au sein de la filière de traitement. Dans un contexte de brunissement, les usines devront adopter des stratégies plus efficaces pour surveiller la MOD, notamment à l'aide d'outils de surveillance en temps réel afin d'appuyer les décisions opérationnelles. Cependant, pour que ce suivi en temps réel soit réellement efficace, il doit être mis en perspective avec une analyse des tendances générales propres à chaque source d'eau potable. Cela permet non seulement de prévoir les changements à long terme, mais aussi d'adapter les procédés de traitement en fonction de ces évolutions. Cette capacité d'adaptation est particulièrement importante pour l'usine de Pointe-Claire, où le mélange de masses d'eau entraîne des variations de la MOD (CHAPITRE 5 et 6).

En parallèle, le suivi de la qualité de l'eau tout au long de la filière de traitement constitue un outil de diagnostic essentiel. Il permet d'identifier les limites d'élimination de la MOD, d'évaluer la formation de SPD et de détecter les impacts potentiels sur la qualité de l'eau distribuée. Ces informations sont essentielles pour optimiser les stratégies de traitements et orienter les adaptations ou améliorations nécessaires des infrastructures. L'analyse des tendances permet donc de guider les décisions stratégiques à long terme, tandis que le suivi en temps réel assure la souplesse nécessaire pour ajuster les procédés face à des variations rapides et transitoires, notamment lors d'événements extrêmes.

Vers des outils opérationnels de résilience face aux changements environnementaux

Ces dernières années, un engouement pour la spectroscopie de fluorescence s'est développé, notamment en raison de sa capacité à fournir des informations sur la composition de la MOD et à prédire son comportement dans le processus de traitement. Comme les pressions climatiques amplifient le brunissement et augmentent la fréquence d'événements extrêmes comme les feux de forêt, les approches basées sur la fluorescence sont d'un intérêt particulier pour les gestionnaires d'eau potable. La concentration et la composition de la MOD sont des facteurs qui gouvernent la formation de SPD (Section 2.6), une augmentation de la MOD étant associée à un plus grand potentiel de formation. Plusieurs techniques de surveillance basées sur la fluorescence ont été développées et employées pour suivre la variation des précurseurs de SPD dans les usines de traitement

d'eau potable (Nguyen et al., 2023). Ces techniques ont permis de prédire la formation des SPD réglementés, tels que les THM et HAA, et présentent également un fort potentiel pour tracer des précurseurs de SPD émergents (p.ex., Br-SPD, I-SPD, N-SPD) (Nguyen et al., 2023). En parallèle, Shutova et al. (2014) démontre que l'approche FEEM-PARAFAC constitue un outil prometteur pour la surveillance en temps réel. En raison de leurs caractéristiques uniques, les différents précurseurs de SPD sont éliminés à des degrés variables au cours de la filière de traitement. Leur surveillance en temps réel est donc essentielle pour évaluer la performance des procédés et d'optimiser les processus de traitement afin réduire les risques de formation de SPD. Les usines de traitement de l'eau potable devraient ainsi s'appuyer non seulement sur des outils conventionnels centrés sur la concentration de la MOD, mais également des méthodes modernes capables d'en caractériser la qualité, telles que la spectroscopie de fluorescence.

CHAPITRE 8 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Cette thèse s'est construite autour d'une réalité urgente qui montre que les sources d'eau potable de surface au Québec sont exposées à des perturbations climatiques croissantes qui en modifient la qualité. Face à cette réalité, l'objectif principal de ce projet de recherche vise à **analyser les effets de perturbations climatiques sur la dynamique de la matière organique naturelle dans les sources d'eau potable de surface au Québec, afin de contribuer à la protection de ces sources et à la résilience de leur traitement**. Cet objectif a été atteint à travers trois sous-objectifs complémentaires : (1) développer une méthodologie simple, rapide et applicable à grande échelle pour évaluer la vulnérabilité des prises d'eau potable de surface face à la contamination par ruissellement associée aux feux de forêt; (2) déterminer la dynamique spatio-temporelle de la MOD dans la partie inférieure de la rivière des Outaouais, incluant la zone de mélange avec le fleuve Saint-Laurent, durant la période de fonte des neiges et la saison de croissance; et (3) développer un cadre prédictif de la variabilité du COT à l'entrée de l'usine de traitement d'eau potable de Pointe-Claire en fonction de la dynamique de mélange des eaux de la rivière des Outaouais et de fleuve Saint-Laurent.

Au-delà des contributions spécifiques, cette thèse a également permis de répondre à des questions de recherche plus larges, servant de leviers pour des actions de résilience à mettre en place face aux impacts des changements environnementaux sur les systèmes d'approvisionnement en eau potable :

- (1) Quelles sont les implications des changements environnementaux sur la dynamique de la MON pour la gestion de territoire et la protection des sources d'eau potable?
- (2) Quels sont les outils et approches de surveillance nécessaires pour renforcer la résilience opérationnelle des systèmes de traitement de l'eau potable face aux changements environnementaux?

Le **premier volet** de la thèse a permis le développement d'un cadre d'évaluation de la vulnérabilité des prises d'eau potable à la contamination par ruissellement associée aux feux de forêt. Ce cadre, fondé sur des données facilement accessibles et structuré autour de

variables environnementales clés, offre une approche qualitative applicable à grande échelle, sans recours à des modélisations complexes. Sa structure flexible permet une adaptation aux contextes territoriaux et aux données disponibles localement. Son application à trois municipalités québécoises situées dans des zones de régimes de feu distincts a permis d'en valider la cohérence et la représentativité dans des contextes territoriaux contrastés. Dans un contexte où la fréquence et l'intensité des feux de forêt sont appelées à augmenter sous l'effet des changements climatiques, ce cadre constitue un outil pertinent pour soutenir la planification préventive et la protection des sources d'eau potable. Les principales conclusions qui en ont émergé sont les suivantes :

- **Facteurs de vulnérabilité dominants :** La vulnérabilité des prises d'eau potable est principalement gouvernée par le couvert forestier et le potentiel de ruissellement. Ces deux variables reflètent à la fois la disponibilité du combustible et la capacité du bassin versant à mobiliser et transporter des contaminants vers les prises d'eau potable. Ceci met en évidence l'importance des caractéristiques du territoire et souligne la nécessité de cibler ces variables dans les stratégies de mitigation.
- **Cohérence et représentativité du cadre :** Appliqué à trois municipalités aux caractéristiques environnementales distinctes, le cadre produit des scores de vulnérabilité cohérents avec les historiques de feux documentés dans chaque région, confirmant que cette approche simple, sans modélisation complexe, est néanmoins représentative des dynamiques territoriales réelles.
- **Rôle amplificateur des changements climatiques :** L'intégration des précipitations et des régimes de feux projetés sous changement climatique modifie la hiérarchisation des sous-bassins vulnérables et amplifie les niveaux de risque dans certaines municipalités, soulignant que les évaluations de vulnérabilité qui omettent les projections climatiques risquent de sous-estimer les menaces futures pour les systèmes d'eau potable.
- **Rôle modulateur de la proximité :** L'indice WF2 révèle que la distance entre le sous-bassin et la prise d'eau introduit un effet de dilution qui peut atténuer les niveaux de vulnérabilité, mais que cette atténuation est insuffisante lorsque le couvert forestier et le potentiel de ruissellement sont très élevés, ce qui renforce la

priorité d'intervention dans les sous-bassins à la fois proches et majoritairement forestiers.

- **Identification des secteurs prioritaires :** L'analyse à l'échelle locale permet d'identifier les zones amont où des mesures de mitigation, telles que le brûlage dirigé ou le contrôle de l'érosion, seraient les plus susceptibles de réduire la vulnérabilité des prises d'eau potable, offrant une base opérationnelle pour orienter la gestion du territoire et la planification d'urgence.

Le **deuxième volet** du projet de recherche a permis de caractériser la dynamique spatio-temporelle de la MOD et du phytoplancton dans la partie inférieure de la rivière des Outaouais, incluant la zone de confluence avec le fleuve Saint-Laurent, et d'évaluer leurs implications pour la qualité de l'eau à la prise d'eau potable. Comprendre cette dynamique est essentiel pour anticiper les défis posés au traitement de l'eau potable dans un contexte de changements climatiques. En caractérisant le comportement de la MOD sous de différentes conditions hydrologiques et en documentant l'influence des deux masses d'eau sur la qualité de l'eau, ce volet fournit un référentiel pour orienter des stratégies de surveillance et de traitement adaptatives. Les principales conclusions qui en ont émergé sont :

- **Dominance terrestre de la MOD :** La MOD dans la partie inférieure de la rivière des Outaouais est dominée par des composés humiques aromatiques d'origine terrestre, reflétant une empreinte allochtone persistante et stable le long du tronçon étudié, contrairement à ce qui est observé dans d'autres grands cours d'eau où une transformation progressive vers des fractions aliphatiques est typiquement rapportée.
- **Variabilité temporelle prédominante :** La variabilité de la MOD est davantage temporelle que spatiale : la fonte des neiges est associée à des concentrations élevées de MOD aromatique et humifiée issues du lessivage terrestre, tandis que la saison de croissance favorise une transformation biogéochimique vers des fractions de plus faible poids moléculaire, reflétant une dynamique hydrologique et biogéochimique temporelle marquée.

- **Perturbations à la confluence :** La confluence avec le fleuve Saint-Laurent introduit des perturbations abruptes et récurrentes à la prise d'eau potable de l'usine de Pointe-Claire, imposant des transitions entre une MOD riche en substance humique (eaux des Outaouais) et une MOD plus protéique et riche en biopolymère (eaux du Saint-Laurent) selon les conditions hydrologiques, une situation rare à l'échelle mondiale qui complexifie significativement les procédés de coagulation, de filtration et de désinfection.
- **Régulation du phytoplancton :** Le phytoplancton exerce une influence limitée sur la composition moléculaire de la MOD, largement dominée par les apports terrestres. La dynamique du phytoplancton semble être davantage régulée par les régimes hydrologiques et les apports de MOD terrestre. Le risque de bloom de phytoplancton demeure une menace potentielle pour la qualité de l'eau brute et les procédés de traitement.
- **Complémentarité analytique :** L'intégration des analyses LC-OCD et FEEM-PARAFAC s'est révélée complémentaire et performante pour caractériser l'origine et les caractéristiques de la MOD. Ces outils peuvent offrir des indicateurs fiables des précurseurs de SPD et du comportement de la MOD à travers les filières de traitement, particulièrement dans un système exposé à des sources d'eau variables.
- **Urgence d'une surveillance adaptative :** Dans le contexte des changements climatiques, l'intensification des événements extrêmes et le brunissement des eaux de surface sont appelés à amplifier la variabilité de la MOD et à accroître la pression opérationnelle sur les usines de traitement, renforçant l'urgence d'approches de surveillance avancées, notamment la fluorescence en temps réel (FEEM en ligne), pour détecter rapidement les changements de composition de l'eau brute et appuyer des décisions opérationnelles éclairées et flexibles.

Le **troisième volet** de la thèse a permis de développer un modèle de prédiction de la concentration en COT à la prise d'eau potable de Pointe-Claire, en liant la variabilité hydrologique des rivières des Outaouais et Saint-Laurent aux fluctuations de qualité de l'eau brute observées à l'entrée de l'usine de traitement. En établissant un cadre de régression linéaire multiple parcimonieux, fondé sur des variables hydroclimatiques accessibles, ce volet fournit un outil prédictif transférable pour anticiper les changements

de qualité de l'eau brute dans des systèmes d'approvisionnement exposés à des sources d'eau variables. Dans un contexte de changements climatiques appelés à modifier les régimes hydrologiques des deux bassins versants, ce modèle constitue un appui essentiel à la prise de décision opérationnelle et à la résilience du traitement de l'eau potable. Les principales conclusions qui en ont émergé sont les suivantes :

- **Contrôle hydrologique de la qualité de l'eau brute :** La variabilité du COT à la prise d'eau est principalement gouvernée par les contributions relatives des deux masses d'eau, dont l'alternance est contrôlée par les régimes hydrologiques saisonniers plutôt que par des variations intrinsèques de la concentration en COT au sein de chacun des cours d'eau source.
- **Contrastes saisonniers marqués :** Les concentrations les plus élevées en COT sont associées à la dominance des eaux de l'Outaouais en hiver et lors de la crue printanière, tandis que les valeurs les plus faibles correspondent à l'influence accrue du Saint-Laurent en été, créant une variabilité saisonnière à la prise d'eau largement supérieure à celle observée dans chacun des cours d'eau sources prises individuellement.
- **Sensibilité aux événements hydrologiques extrêmes :** Des événements de débit exceptionnels, tels que les crues de 2019 et 2020, ont temporairement perturbé les dynamiques saisonnières typiques de COT en modifiant la dominance des masses d'eau à la prise d'eau, illustrant la sensibilité du système aux perturbations hydroclimatiques extrêmes et la nécessité d'une surveillance adaptative.
- **Performance et parcimonie du MLR :** Les deux modèles de régression linéaire multiple développés—un modèle complet ($R^2=0.85$) et un modèle réduit aux seuls paramètres hydroclimatiques ($R^2=0.69$)—démontrent qu'il est possible de prédire la variabilité du COT à la prise d'eau avec une bonne précision à partir de variables accessibles, sans recours à une modélisation hydrologique complexe, ce qui renforce la transférabilité de l'approche statistique à d'autres systèmes similaires.
- **Projections sous changements climatiques :** L'application du modèle à un scénario hydroclimatiques analogue a permis d'explorer la sensibilité du COT à la PEP aux modifications des régimes de débit projetées pour le bassin de la rivière des

Outaouais et le système des Grands Lacs-Saint-Laurent sous l'effet des changements climatiques.

- **Implications pour la résilience du traitement :** En établissant un lien entre la dynamique hydrologique et la variabilité du COT à la prise d'eau, ce cadre prédictif améliore la compréhension de la qualité de l'eau brute dans les systèmes de confluence et fournit une base pour soutenir la planification proactive des opérations de traitement. La sensibilité du COT aux conditions hydroclimatiques, mise en évidence par les projections sous scénario analogue, souligne la nécessité pour les gestionnaires d'anticiper l'amplification de la variabilité de la qualité de l'eau brute dans un contexte de changements climatiques.

8.1 Recommandations

Les contributions de cette thèse permettent de formuler des recommandations concrètes à l'intention des différentes parties prenantes impliquées dans la protection des sources d'eau potable et la résilience des systèmes de traitement face aux perturbations climatiques. Ces recommandations s'adressent à **trois horizons d'actions complémentaires** : la gestion du territoire et la protection des sources, l'exploitation et la surveillance des usines de traitement, et la recherche et le développement des connaissances.

Gestion du territoire et protection des sources d'eau potable

- **Intégrer les risques liés aux feux de forêt dans les analyses de vulnérabilité réglementaire :** Le cadre développé dans ce travail est directement compatible avec le Guide de réalisation des analyses de vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec. Il est recommandé aux municipalités et aux organismes de bassins versants de l'intégrer dans leurs démarches réglementaires, en l'adaptant à leur contexte territorial et aux données disponibles localement.
- **Étendre l'évaluation de vulnérabilité aux interfaces forêt-milieu urbain :** Les feux de forêt peuvent se propager dans des zones non forestières et affecter des prises d'eau situées à proximité de milieux urbanisés. Des travaux futurs devraient étendre le cadre aux interfaces forêt-milieu urbain, afin de mieux couvrir l'ensemble des contextes d'exposition.

- **Prioriser la protection des sources dans les communautés autochtones :** Les communautés autochtones situées en milieu forestier sont parmi les plus exposées aux perturbations liées aux feux de forêt et aux inégalités structurelles d'accès à une eau potable sécuritaire. Il est recommandé de soutenir l'intégration des savoirs autochtones, notamment les pratiques culturelles de gestion du feu, dans des stratégies de protection des ressources en eau. Ces communautés font face à des inégalités persistantes d'accès à une eau potable sécuritaire, hérités d'une longue histoire de mauvaise inclusion dans les processus décisionnels qui concernent leur propre territoire et leurs ressources hydriques. Il est essentiel de reconnaître leur droit fondamental à l'eau potable et de lever les obstacles institutionnels qui freinent encore aujourd'hui les partenariats de recherche avec ces communautés. Des partenariats qui constitueraient pourtant un levier concret pour soutenir la protection de leurs sources d'eau et renforcer la résilience de leurs systèmes d'approvisionnement.
- **Dépasser le paradigme trophique dans le suivi de la qualité des eaux de surface :** Les programmes de surveillance de la qualité des eaux de surface au Québec reposent encore largement sur des indicateurs de l'état trophique. Dans un contexte de brunissement des eaux et de changements climatiques, il est recommandé d'élargir ce cadre de suivi pour inclure des indicateurs de la MOD, afin de mieux documenter les tendances à long terme et d'anticiper leurs implications pour le traitement de l'eau potable.

Exploitation et surveillance des usines de traitement

- **Développer des stratégies de traitement flexibles pour les systèmes à sources d'eau variables :** Les usines de traitement exposées à l'alternance de masses d'eau aux propriétés physicochimiques contrastées, comme celle de Pointe-Claire, doivent disposer de filières de traitement conçues pour s'adapter rapidement à des changements abrupts de la qualité à l'eau brute. Il est recommandé d'intégrer cette flexibilité opérationnelle dès la conception des nouvelles usines et lors de la mise à niveau des infrastructures existantes.

- **Déployer la surveillance en temps réel de la MOD par spectroscopie de fluorescence :** La surveillance en temps réel par FEEM constitue une avenue prometteuse pour détecter rapidement les transitions entre masses d'eau et les changements de composition de la MOD à la prise d'eau. Il est recommandé aux gestionnaires d'usines, particulièrement celles situées en contexte de sources variables, d'intégrer ces outils dans leurs dispositifs de surveillance opérationnelle, en complément des indicateurs conventionnels comme le COT et le SUVA.
- **Intégrer la modélisation prédictive du COT dans la planification opérationnelle :** Le cadre de régression linéaire multiple développé dans cette thèse permet d'anticiper les variations du COT à la prise d'eau à partir de variables hydroclimatiques accessibles. Il est recommandé aux gestionnaires d'usines exposées à des sources variables d'adopter ce type de modèle comme un outil d'aide à la décision opérationnelle, notamment pour optimiser le dosage des coagulants et planifier les ajustements de traitement en amont des transitions saisonnières.
- **Valoriser les données de qualité de l'eau brute dans une vision intégratrice de bassin versant :** Dans un contexte où les programmes de surveillance à la source font face à des pressions budgétaires, les usines de traitement de l'eau potable constituent une source précieuse de séries temporelles de qualité de l'eau brute, dont le potentiel analytique demeure largement sous-exploité. Ces données, combinées à celles de *Réseau-rivières*, sont d'une importance pour comprendre les tendances à long terme de la qualité des sources, et pour distinguer la variabilité naturelle. Il est recommandé que ces données soient intégrées aux processus de production des plans directeurs de l'eau (PDE) élaborés par les OBV, en vertu de la *Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau*, afin de permettre une vision intégratrice de la santé des bassins versants, depuis les dynamiques amont jusqu'à la vulnérabilité de la prise d'eau potable. Actuellement, les analyses de vulnérabilité des prises d'eau potable et les PDE sont réalisées en parallèle, avec des objectifs complémentaires, mais des regards compartimentés. Les PDE offrent une vision territoriale des pressions sur les ressources en eau, tandis que les analyses de vulnérabilité ciblent la protection concrète des prises d'eau. Un meilleur arrimage entre ces deux démarches permettrait aux OBV de produire des PDE intégrant les

réalités opérationnelles des usines de traitement, offrant à toutes les parties prenantes une vision commune de la santé du bassin versant jusqu'à la prise d'eau. Cette approche complémentaire et multidisciplinaire représente également une opportunité de faire évoluer le paradigme de suivi de la qualité de l'eau, en allant au-delà des seuls indicateurs trophiques pour y intégrer des indicateurs du brunissement, mieux adaptés aux enjeux actuels et futurs des systèmes d'approvisionnement.

Recherche et développement des connaissances

- Étendre la caractérisation de la MOD à d'autres systèmes fluviaux québécois utilisés pour l'approvisionnement en eau potable :** La dynamique spatio-temporelle de la MOD caractérisée pour la rivière des Outaouais ouvre plusieurs pistes de recherche qui mériteraient d'être poursuivies. D'abord, si ce travail a documenté la dynamique de la MOD à la prise d'eau potable de l'usine de Pointe-Claire située à une confluence avec le fleuve Saint-Laurent, la dynamique de mélange entre les deux masses d'eau reste à caractériser. Cette analyse inclurait les zones des deux rivières avant la confluence et la zone de confluence elle-même, incluant des zones de transition. Des études menées dans d'autres grandes confluences montrent que ces zones de mélange génèrent des dynamiques de MOD distinctes des masses d'eau, avec des transformations biogéochimiques propres à l'interface qui ne peuvent être inférées à partir des seuls sites amont de la confluence. Par ailleurs, si l'Article 2 suggère que le signal des tributaires est difficile à détecter à l'échelle de la rivière des Outaouais, cela ne signifie pas l'absence d'une dynamique locale de la MOD à ces confluences. Caractériser la MOD en amont, à la jonction et en aval de chaque tributaire important de la rivière des Outaouais permettrait de mieux comprendre les contributions locales et les processus de transformation associés. Ensuite, il serait pertinent d'élargir ce type de caractérisation à d'autres grandes rivières québécoises utilisées comme source d'eau potable et soumises à des perturbations hydrologiques récurrentes.
- Quantifier les impacts du brunissement sur la formation de SPD :** Cette thèse a mis en évidence la complexité de la MOD dans un système à sources variables et

son évolution sous l'effet des changements climatiques. Des recherches futures devraient quantifier les implications directes de cette variabilité sur la formation de SPD, notamment les SPD émergents, telles que les N-SPD, afin de mieux évaluer les risques pour la santé publique.

- **Valider et étendre le cadre de vulnérabilité aux feux de forêt dans d'autres contextes géographiques :** Le cadre développé dans cette thèse a été appliqué à trois municipalités québécoises. Sa transférabilité à d'autres contextes géographiques et réglementaires, notamment dans d'autres provinces canadiennes ou à l'international, reste à documenter. Des études comparatives dans différentes écorégions permettraient d'identifier les variables les plus universellement déterminantes. Sa conception fondée sur des données accessibles et une structure simple le rend particulièrement adapté aux régions en développement rapide, où la coexistence de zones d'urbanisation croissante crée des risques émergents pour les sources d'eau potable.

En somme, les recommandations issues de cette thèse convergent vers un même impératif qui est de renforcer la résilience des systèmes d'approvisionnement en eau potable face à des perturbations climatiques croissantes. La MOD émerge comme le vecteur central par lequel les pressions climatiques et anthropiques se traduisent en contraintes opérationnelles pour les usines de traitement de l'eau potable. Face à ces défis, la transition vers des technologies de surveillance modernes et robustes, comme la spectroscopie de fluorescence, apparaît essentielle pour permettre aux usines d'adapter leurs procédés à l'évolution de la qualité de l'eau. La surveillance des précurseurs de SPD tout au long de la filière de traitement devient ainsi un levier pour optimiser les procédés et réduire les risques associés à leur formation. Plus largement, l'intégration des tendances à long terme de la qualité des eaux de surface aux cadres de gestion constitue une condition essentielle pour passer d'une gestion réactive à une gestion anticipative, capable d'absorber que les changements environnementaux imposent aux ressources hydriques.

RÉFÉRENCES

- Abalasei, M. E., Toma, D., Dorus, M., & Teodosiu, C. (2025). The Impact of Climate Change on Water Quality: A Critical Analysis. *Water*, 17(21). <https://doi.org/10.3390/w17213108>
- Abatzoglou, J. T., & Williams, A. P. (2016). Impact of anthropogenic climate change on wildfire across western US forests. *Proc Natl Acad Sci U S A*, 113(42), 11770-11775. <https://doi.org/10.1073/pnas.1607171113>
- Abbasi, M., Peacock, M., Drakare, S., Hawkes, J., Jakobsson, E., & Kothawala, D. (2024). Water residence time is an important predictor of dissolved organic matter composition and drinking water treatability. *Water Res*, 260, 121910. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121910>
- Abdulla, H. A., Minor, E. C., & Hatcher, P. G. (2010). Using two-dimensional correlations of (1)(3)C NMR and FTIR to investigate changes in the chemical composition of dissolved organic matter along an estuarine transect. *Environ Sci Technol*, 44(21), 8044-8049. <https://doi.org/10.1021/es100898x>
- Abraham, J., Dowling, K., & Florentine, S. (2017). Risk of post-fire metal mobilization into surface water resources: A review. *Sci Total Environ*, 599-600, 1740-1755. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.096>
- Abram, N. J., Henley, B. J., Sen Gupta, A., Lippmann, T. J. R., Clarke, H., Dowdy, A. J., . . . Boer, M. M. (2021). Connections of climate change and variability to large and extreme forest fires in southeast Australia. *Communications Earth & Environment*, 2(1). <https://doi.org/10.1038/s43247-020-00065-8>
- Adam, R. D. (2017). Diplomonadida. Dans *Handbook of the Protists* (p. 1-28).
- Adams, M. A. (2013). Mega-fires, tipping points and ecosystem services: Managing forests and woodlands in an uncertain future. *Forest Ecology and Management*, 294, 250-261. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.039>
- Aghasadeghi, K., Csordas, M., Peldszus, S., & Latulippe, D. R. (2017). Combining LC-OCD analysis with design-of-experiments methods to optimize an advanced oxidation process for the treatment of industrial wastewater. *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, 95(10), 1943-1952. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/cjce.22880>
- Ai, Y., Cheng, H., Quan, W., Wang, Q., Gong, Y., Yang, K., . . . Huang, D. (2024). Response of phytoplankton community to dissolved organic matter composition and lake trophic state. *J Environ Manage*, 370, 122793. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.122793>
- Aiken, G. R., Hsu-Kim, H., & Ryan, J. N. (2011). Influence of dissolved organic matter on the environmental fate of metals, nanoparticles, and colloids. *Environ Sci Technol*, 45(8), 3196-3201. <https://doi.org/10.1021/es103992s>

- Algesten, G., Sobek, S., Bergström, A. K., Ågren, A., Tranvik, L. J., & Jansson, M. (2003). Role of lakes for organic carbon cycling in the boreal zone. *Global Change Biology*, 10(1), 141-147. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2003.00721.x>
- Allard, M., Bourque, A., Chaummont, D., DesJarlais, C., Gosselin, P., Houle, D., . . . Villeneuve, C. (2010). *Ouranos : Savoir s'adapter aux changements climatiques*.
- Allen, J. M., Plewa, M. J., Wagner, E. D., Wei, X., Bokenkamp, K., Hur, K., . . . Richardson, S. D. (2022). Drivers of Disinfection Byproduct Cytotoxicity in U.S. Drinking Water: Should Other DBPs Be Considered for Regulation? *Environ Sci Technol*, 56(1), 392-402. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c07998>
- Anctil, F., Rousselle, J., & Lauzon, N. (2012). *Hydrologie-Cheminement de l'eau. deuxième édition*.
- Anderson, L. E., DeMont, I., Dunnington, D. D., Bjorndahl, P., Redden, D. J., Brophy, M. J., & Gagnon, G. A. (2023). A review of long-term change in surface water natural organic matter concentration in the northern hemisphere and the implications for drinking water treatment. *Sci Total Environ*, 858(Pt 1), 159699. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159699>
- Anderson, L. E., Krkosek, W. H., Stoddart, A. K., Trueman, B. F., & Gagnon, G. A. (2017). Lake Recovery Through Reduced Sulfate Deposition: A New Paradigm for Drinking Water Treatment. *Environ Sci Technol*, 51(3), 1414-1422. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04889>
- Anderson, L. E., Trueman, B. F., Dunnington, D. W., & Gagnon, G. A. (2021). Relative importance of organic- and iron-based colloids in six Nova Scotian lakes. *npj Clean Water*, 4(1). <https://doi.org/10.1038/s41545-021-00115-4>
- Andersson, A., Lavonen, E., Harir, M., Gonsior, M., Hertkorn, N., Schmitt-Kopplin, P., . . . Bastviken, D. (2020). Selective removal of natural organic matter during drinking water production changes the composition of disinfection by-products. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 6(3), 779-794. <https://doi.org/10.1039/c9ew00931k>
- Andersson, M. G. I., Catalán, N., Rahman, Z., Tranvik, L. J., & Lindström, E. S. (2018). Effects of sterilization on dissolved organic carbon (DOC) composition and bacterial utilization of DOC from lakes. *Aquatic Microbial Ecology*, 82(2), 199-208. <https://doi.org/10.3354/ame01890>
- Arora, V. K., Lima, A., & Shrestha, R. (2025). The effect of climate change on the simulated streamflow of six Canadian rivers based on the CanRCM4 regional climate model. *Hydrology and Earth System Sciences*, 29(1), 291-312. <https://doi.org/10.5194/hess-29-291-2025>
- Ates, N., Kitis, M., & Yetis, U. (2007). Formation of chlorination by-products in waters with low SUVA--correlations with SUVA and differential UV spectroscopy. *Water Res*, 41(18), 4139-4148. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.05.042>
- Aucour, A. M., Tao, F. X., Moreira-Turcq, P., Seyler, P., Sheppard, S., & Benedetti, M. F. (2003). The Amazon River: behaviour of metals (Fe, Al, Mn) and dissolved organic

- matter in the initial mixing at the Rio Negro/Solimões confluence. *Chemical Geology*, 197(1-4), 271-285. [https://doi.org/10.1016/s0009-2541\(02\)00398-4](https://doi.org/10.1016/s0009-2541(02)00398-4)
- Audet, R., Côté, H., & Bachand, A. (2012). *Atlas agroclimatiques du Québec : Évaluation des opportunités et des risques agroclimatiques dans un climat en évolution (Rapport scientifique final pour Ouranos)*. <http://espace.inrs.ca/id/eprint/2406/1/R1518.pdf>
- Aukes, P. J. K., Schiff, S. L., Venkiteswaran, J. J., Elgood, R. J., & Spoelstra, J. (2021). Size-based characterization of freshwater dissolved organic matter finds similarities within a waterbody type across different Canadian ecozones. *Limnology and Oceanography Letters*, 6(2), 85-95. <https://doi.org/10.1002/lol2.10180>
- Baghoth, S. A., Sharma, S. K., & Amy, G. L. (2011). Tracking natural organic matter (NOM) in a drinking water treatment plant using fluorescence excitation-emission matrices and PARAFAC. *Water Res*, 45(2), 797-809. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.09.005>
- Baghoth, S. A., Sharma, S. K., Guitard, M., Heim, V., Croué, J. P., & Amy, G. L. (2011). Removal of NOM-constituents as characterized by LC-OCD and F-EEM during drinking water treatment. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, 60(7), 412-424. <https://doi.org/10.2166/aqua.2011.059>
- Bahramian, S., Amiri, F., Silins, U., Anderson, W. B., Stone, M., & Emelko, M. B. (2025). Methodological considerations for anticipating wildfire ash-associated organic carbon changes in water supplies. *ChemRxiv*. <https://doi.org/10.26434/chemrxiv-2025-gbt98-v2>
- Baken, S., Degryse, F., Verheyen, L., Merckx, R., & Smolders, E. (2011). Metal complexation properties of freshwater dissolved organic matter are explained by its aromaticity and by anthropogenic ligands. *Environ Sci Technol*, 45(7), 2584-2590. <https://doi.org/10.1021/es103532a>
- Balfour, V. N., Doerr, S. H., & Robichaud, P. R. (2014). The temporal evolution of wildfire ash and implications for post-fire infiltration. *International Journal of Wildland Fire*, 23(5). <https://doi.org/10.1071/wf13159>
- Bao, Y., Huang, T., Ning, C., Sun, T., Tao, P., Wang, J., & Sun, Q. (2023). Changes of DOM and its correlation with internal nutrient release during cyanobacterial growth and decline in Lake Chaohu, China. *J Environ Sci (China)*, 124, 769-781. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2022.02.019>
- Barnes, C. M., Todd, A., Lilja, R. W., & Barten, K. B. (2009). *Forests, Water and People: Drinking water supply and forest lands in the Northeast and Midwest United States*.
- Bartolai, A. M., He, L., Hurst, A. E., Mortsch, L., Paehlke, R., & Scavia, D. (2015). Climate change as a driver of change in the Great Lakes St. Lawrence River Basin. *Journal of Great Lakes Research*, 41, 45-58. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.11.012>
- Bates, B., Kundzewicz, Z. W., Wu, S., & Palutikof, J. P. (2008). *Le changement climatique et l'eau*. G. d. e. i. s. l. é. d. climat.

- Battin, T. J., Kaplan, L. A., Findlay, S., Hopkinson, C. S., Marti, E., Packman, A. I., . . . Sabater, F. (2008). Biophysical controls on organic carbon fluxes in fluvial networks. *Nature Geoscience*, 1(2), 95-100. <https://doi.org/10.1038/ngeo101>
- Bauer, J. E., & Bianchi, T. S. (2011). Dissolved Organic Carbon Cycling and Transformation. Dans *Treatise on Estuarine and Coastal Science* (p. 7-67).
- Bergeron, Y., Flannigan, M., Gauthier, S., Leduc, A., & Lefort, P. (2004). Past, current and future fire frequency in the canadian boreal forest : implications for sustainable forest management. *Ambio*, 33(6), 356-360.
- Berggren, M., Laudon, H., Haei, M., Strom, L., & Jansson, M. (2010). Efficient aquatic bacterial metabolism of dissolved low-molecular-weight compounds from terrestrial sources. *ISME J*, 4(3), 408-416. <https://doi.org/10.1038/ismej.2009.120>
- Bergonse, R., Oliveira, S., Zêzere, J. L., Moreira, F., Ribeiro, P. F., Leal, M., & Santos, J. M. L. (2023). Differentiating Fire Regimes and Their Biophysical Drivers in Central Portugal. *Fire*, 6(3). <https://doi.org/10.3390/fire6030112>
- Bertilsson, S., & Tranvik, L. J. (2000). Photochemical transformation of dissolved organic matter in lakes. *Limnology and Oceanography*, 45(4), 753-762. <https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.4.0753>
- Bhatnagar, A., & Sillanpaa, M. (2017). Removal of natural organic matter (NOM) and its constituents from water by adsorption - A review. *Chemosphere*, 166, 497-510. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.098>
- Bianchi, T. S. (2011). The role of terrestrially derived organic carbon in the coastal ocean: a changing paradigm and the priming effect. *Proc Natl Acad Sci U S A*, 108(49), 19473-19481. <https://doi.org/10.1073/pnas.1017982108>
- Bianchi, T. S., Thornton, D. C. O., Yvon-Lewis, S. A., King, G. M., Eglinton, T. I., Shields, M. R., . . . Curtis, J. (2015). Positive priming of terrestrially derived dissolved organic matter in a freshwater microcosm system. *Geophysical Research Letters*, 42(13), 5460-5467. <https://doi.org/10.1002/2015gl064765>
- Bieroza, M., Baker, A., & Bridgeman, J. (2009). Relating freshwater organic matter fluorescence to organic carbon removal efficiency in drinking water treatment. *Sci Total Environ*, 407(5), 1765-1774. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.11.013>
- Biersmith, A., & Benner, R. (1998). Carbohydrates in phytoplankton and freshly produced dissolved organic matter. *Marine Chemistry*, 63(1), 131-144. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0304-4203\(98\)00057-7](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0304-4203(98)00057-7)
- Bisson, P. A., Rieman, B. E., Luce, C., Hessburg, P. F., Lee, D. C., Kershner, J. L., . . . Gresswell, R. E. (2003). Fire and aquatic ecosystems of the western USA: current knowledge and key questions. *Forest Ecology and Management*, 178(1-2), 213-229. [https://doi.org/10.1016/s0378-1127\(03\)00063-x](https://doi.org/10.1016/s0378-1127(03)00063-x)
- Björnerås, C., Weyhenmeyer, G. A., Evans, C. D., Gessner, M. O., Grossart, H. P., Kangur, K., . . . Kritzberg, E. S. (2017). Widespread Increases in Iron Concentration in European and North American Freshwaters. *Global Biogeochemical Cycles*, 31(10), 1488-1500. <https://doi.org/10.1002/2017gb005749>

- Bladon, K. D., Emelko, M. B., Silins, U., & Stone, M. (2014). Wildfire and the future of water supply. *Environ Sci Technol*, 48(16), 8936-8943. <https://doi.org/10.1021/es500130g>
- Blanchet, C. C., Arzel, C., Davranche, A., Kahilainen, K. K., Secondi, J., Taipale, S., . . . Nummi, P. (2022). Ecology and extent of freshwater browning - What we know and what should be studied next in the context of global change. *Sci Total Environ*, 812, 152420. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152420>
- Bolinder, M. A., Simard, R. R., Beauchemin, S., & MacDonald, K. B. (2000). Indicator of risk of water contamination by P for Soil Landscape of Canada polygons. *Canadian Journal of Soil Science*, 80(1), 153-163. <https://doi.org/10.4141/S99-040>
- Bond, T., Goslan, E. H., Parsons, S. A., & Jefferson, B. (2012). A critical review of trihalomethane and haloacetic acid formation from natural organic matter surrogates. *Environmental Technology Reviews*, 1(1), 93-113. <https://doi.org/10.1080/09593330.2012.705895>
- Bond, T., Templeton, M. R., & Graham, N. (2012). Precursors of nitrogenous disinfection by-products in drinking water--a critical review and analysis. *J Hazard Mater*, 235-236, 1-16. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.07.017>
- Bonsal, B. R., Peters, D. L., Seglenieks, F., Rivera, A., & Berg, A. (2019). Chapitre 6 : Évolution de la disponibilité de l'eau douce au Canada Dans E. Bush & D. S. Lemmen (édit.), *Rapport sur le climat changeant du Canada*. gouvernement du Canada.
- Borisover, M., Laor, Y., Saadi, I., Lado, M., & Bukhanovsky, N. (2011). Tracing Organic Footprints from Industrial Effluent Discharge in Recalcitrant Riverine Chromophoric Dissolved Organic Matter. *Water, Air, & Soil Pollution*, 222(1-4), 255-269. <https://doi.org/10.1007/s11270-011-0821-x>
- Boulanger, Y., Arseneault, D., Bélisle, A. C., Bergeron, Y., Boucher, J., Boucher, Y., . . . Waldron, K. (2025). La saison des feux de forêt 2023 au Québec: un aperçu des conditions extrêmes, des impacts, des leçons apprises et des considérations pour l'avenir. *Canadian Journal of Forest Research*, 55, 1-23. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2024-0230>
- [#494 est un type de document non défini dans ce style].
- Boulanger, Y., Gauthier, S., Burton, P. J., & Vaillancourt, M.-A. (2012). An alternative fire regime zonation for Canada. *International Journal of Wildland Fire*, 21(8). <https://doi.org/10.1071/wf11073>
- Boulanger, Y., Gauthier, S., Gray, D. R., Le Goff, H., Lefort, P., & Morissette, J. (2013). Fire regime zonation under current and future climate over eastern Canada. *Ecological Applications*, 23(4), 904-923. <https://doi.org/10.1890/12-0698.1>
- Brezonik, P. L., Finlay, J. C., Griffin, C. G., Arnold, W. A., Boardman, E. H., Germolus, N., . . . Olmanson, L. G. (2019). Iron influence on dissolved color in lakes of the Upper Great Lakes States. *PLoS One*, 14(2), e0211979. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0211979>

- Bricaud, A., Morel, A., & Prieur, L. (1981). Absorption by dissolved organic matter of the sea (yellow substance) in the UV and visible domains. *Limnol. Oceanogr.*, 26(1), 43-53. <https://doi.org/https://doi.org/10.4319/lo.1981.26.1.0043>
- Brodie, E. G., Knapp, E. E., Brooks, W. R., Drury, S. A., & Ritchie, M. W. (2024). Forest thinning and prescribed burning treatments reduce wildfire severity and buffer the impacts of severe fire weather. *Fire Ecology*, 20(1). <https://doi.org/10.1186/s42408-023-00241-z>
- Brown, J. K. (2000). Introduction and fire regimes. Dans J. K. Brown & J. K. Smith (édit.), *Wildland fire in ecosystems—effects of fire on flora* (vol. Gen. Tech. Rep. GTR-RMRS-42-Vol. 2, p. 1-8). Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Burd, K., Tank, S. E., Dion, N., Quinton, W. L., Spence, C., Tanentzap, A. J., & Olefeldt, D. (2018). Seasonal shifts in export of DOC and nutrients from burned and unburned peatland-rich catchments, Northwest Territories, Canada. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22(8), 4455-4472. <https://doi.org/10.5194/hess-22-4455-2018>
- Burford, M. A., Webster, I. T., Revill, A. T., Kenyon, R. A., Whittle, M., & Curwen, G. (2012). Controls on phytoplankton productivity in a wet-dry tropical estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 113, 141-151. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.07.017>
- Burn, D. H., Sharif, M., & Zhang, K. (2010). Detection of trends in hydrological extremes for Canadian watersheds. *Hydrological Processes*, 24(13), 1781-1790. <https://doi.org/10.1002/hyp.7625>
- Burns, M. A., Barnard, H. R., Gabor, R. S., McKnight, D. M., & Brooks, P. D. (2016). Dissolved organic matter transport reflects hillslope to stream connectivity during snowmelt in a montane catchment. *Water Resources Research*, 52(6), 4905-4923. <https://doi.org/10.1002/2015wr017878>
- Burpee, B., Saros, J. E., Northington, R. M., & Simon, K. S. (2016). Microbial nutrient limitation in Arctic lakes in a permafrost landscape of southwest Greenland. *Biogeosciences*, 13(2), 365-374. <https://doi.org/10.5194/bg-13-365-2016>
- Bush, E., & Lemmen, D. S. (2019). *Canada's Changing Climate Report*. Government of Canada. <https://changingclimate.ca/CCCR2019/>
- Cai, W., Ye, C., Ao, F., Xu, Z., & Chu, W. (2025). Emerging applications of fluorescence excitation-emission matrix with machine learning for water quality monitoring: A systematic review. *Water Res*, 277, 123281. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2025.123281>
- Camino-Serrano, M., Gielen, B., Luyssaert, S., Ciais, P., Vicca, S., Guene, B., . . . Janssens, I. (2014). Linking variability in soil solution dissolved organic carbon to climate, soil type, and vegetation type. *Global Biogeochem. Cycles*, 28, 497-509. <https://doi.org/10.1002/2013GB004726>

- Campbell, M., Cooper, M. J., Friedman, K., & Anderson, W. P. (2015). The economy as a driver of change in the Great Lakes–St. Lawrence River basin. *Journal of Great Lakes Research*, 41, 69-83. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.11.016>
- Casas-Ruiz, J. P., Spencer, R. G. M., Guillemette, F., von Schiller, D., Obrador, B., Podgorski, D. C., . . . Marcé, R. (2020). Delineating the Continuum of Dissolved Organic Matter in Temperate River Networks. *Global Biogeochemical Cycles*, 34(8). <https://doi.org/10.1029/2019gb006495>
- Castilla-Rodriguez, E., & Zhou, H. (2023). Organic Compounds Responsible for the Fouling of Ultrafiltration Membrane Treating Algae-Laden Water. *Membranes (Basel)*, 13(9). <https://doi.org/10.3390/membranes13090787>
- Catala, T. S., Speidel, L. G., Wenzel-Storjohann, A., Dittmar, T., & Tasdemir, D. (2023). Bioactivity profile of dissolved organic matter and its relation to molecular composition. *Nat Prod Bioprospect*, 13(1), 32. <https://doi.org/10.1007/s13659-023-00395-y>
- CCME. (2004). *De la source au robinet: Guide d'application de l'approche à barrières multiples pour une eau potable saine*. https://www.ccme.ca/files/Resources/fr_water/fr_source_to_tap/mba_guidance_doc_f.pdf
- Ceballos, I. M., Terro, H., Barbeau, B., McQuaid, N., Sauve, S., & Dorner, S. (2025). Characterization of Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Drinking Water Sources in the Greater Montreal Area, Quebec, Canada. *ACS ES T Water*, 5(9), 5509-5522. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.5c00562>
- CEHQ. (2015). *Atlas hydroclimatiques du Québec méridional : Impact des changements climatiques sur les régimes de crue, d'étéage et d'hydraulicité à l'horizon 2050*. Centre d'expertise hydrique du Québec. https://www.cehq.gouv.qc.ca/hydropetrie/atlas/atlas_hydroclimatique.pdf
- CEHQ. (2018). *Atlas hydroclimatique du Québec méridional*. <https://www.cehq.gouv.qc.ca/atlas-hydroclimatique/CruesPrintanieres/Q1max2p.htm>
- CEHQ. (2020). *Glossaire-Atlas hydroclimatique du Québec méridional*. <https://www.cehq.gouv.qc.ca/glossaire.htm#c>
- [#496 est un type de document non défini dans ce style].
- Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 143(1), 1-10. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1788-8>
- Chellam, S., & Sari, M. A. (2016). Aluminum electrocoagulation as pretreatment during microfiltration of surface water containing NOM: A review of fouling, NOM, DBP, and virus control. *J Hazard Mater*, 304, 490-501. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.10.054>
- Chen, C., Zhang, X., He, W., Lu, W., & Han, H. (2007). Comparison of seven kinds of drinking water treatment processes to enhance organic material removal: a pilot

- test. *Sci Total Environ*, 382(1), 93-102. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.04.012>
- Chen, F., Peldszus, S., Elhadidy, A. M., Legge, R. L., Van Dyke, M. I., & Huck, P. M. (2016). Kinetics of natural organic matter (NOM) removal during drinking water biofiltration using different NOM characterization approaches. *Water Research*, 104, 361-370. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.08.028>
- Chen, J., Gu, B., LeBoeuf, E. J., Pan, H., & Dai, S. (2002). Spectroscopic characterization of the structural and functional properties of natural organic matter fractions. *Chemosphere*, 48(1), 59-68. [https://doi.org/10.1016/s0045-6535\(02\)00041-3](https://doi.org/10.1016/s0045-6535(02)00041-3)
- Chen, M., He, W., Choi, I., & Hur, J. (2016). Tracking the monthly changes of dissolved organic matter composition in a newly constructed reservoir and its tributaries during the initial impounding period. *Environ Sci Pollut Res Int*, 23(2), 1274-1283. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5350-5>
- Chen, Z. L., Guo, J., Wang, L. N., Fang, J. Y., & Ma, J. (2006). Effect of preozonation on characteristics of algae cells and algae-derived organic matter (AOM) with respect to their removal by coagulation. *Water Supply*, 6(4), 145-152. <https://doi.org/10.2166/ws.2006.900>
- CIFFC. (2023). *Canada report: 2023 fire season*. <https://cwfis.cfs.nrcan.gc.ca/report>
- Clavet-Gaumont, J., Sushama, L., Khaliq, M., Huziy, O., & Roy, R. (2013). Canadian RCM projected changes to high flows for Québec watersheds using regional frequency analysis. *International journal of climatology*, 33(14), 2940-2955. <https://doi.org/10.1002/joc.364>
- CMI. (2016). *IJC moves ahead with Plan 2014*. <https://ijc.org/en/ijc-moves-ahead-plan-2014>
- Coble, P. G. (1996). Characterization of marine and terrestrial DOM in seawater using excitation-emission matrix spectroscopy. *Marine Chemistry*, 51(4), 325-346. [https://doi.org/10.1016/0304-4203\(95\)00062-3](https://doi.org/10.1016/0304-4203(95)00062-3)
- Coble, P. G. (2007). Marine Optical Biogeochemistry: The Chemistry of Ocean Color. *Chemical Reviews*, 107(2), 402-418. <https://doi.org/10.1021/cr050350+>
- Coble, P. G., Del Castillo, C. E., & Avril, B. (1998). Distribution and optical properties of CDOM in the Arabian Sea during the 1995 Southwest Monsoon. *Deep-Sea Research Part II-Topical Studies in Oceanography*, 45(10-11), 2195-2223. [https://doi.org/Doi 10.1016/S0967-0645\(98\)00068-X](https://doi.org/Doi 10.1016/S0967-0645(98)00068-X)
- Coble, P. G., Green, S. A., Blough, N. V., & Gagosian, R. B. (1990). Characterization of dissolved organic matter in the Black Sea by fluorescence spectroscopy. *Nature*, 348(6300), 432-435. <https://doi.org/10.1038/348432a0>
- Cole, J. J., Prairie, Y. T., Caraco, N. F., McDowell, W. H., Tranvik, L. J., Striegl, R. G., . . . Melack, J. (2007). Plumbing the Global Carbon Cycle: Integrating Inland Waters into the Terrestrial Carbon Budget. *Ecosystems*, 10(1), 172-185. <https://doi.org/10.1007/s10021-006-9013-8>

- Compaoré, S. M. C., Delpla, I., Behmel, S., & Rodriguez, M. (2023). Review of climate change and drinking water supply systems: employee perspectives and potential tools for adaptation. *Environmental Reviews*. <https://doi.org/10.1139/er-2023-0052>
- Cordero, R. R., Feron, S., Damiani, A., Carrasco, J., Karas, C., Wang, C., . . . Beaulieu, A. (2024). Extreme fire weather in Chile driven by climate change and El Nino-Southern Oscillation (ENSO). *Sci Rep*, *14*(1), 1974. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-52481-x>
- Cory, R. M., Ward, C. P., Crump, B. C., & Kling, G. W. (2014). Carbon cycle. Sunlight controls water column processing of carbon in arctic fresh waters. *Science*, *345*(6199), 925-928. <https://doi.org/10.1126/science.1253119>
- Coulson, L. E., Weigelhofer, G., Gill, S., Hein, T., Griebler, C., & Schelker, J. (2022). Small rain events during drought alter sediment dissolved organic carbon leaching and respiration in intermittent stream sediments. *Biogeochemistry*, *159*(2), 159-178. <https://doi.org/10.1007/s10533-022-00919-7>
- Creed, I. F., Bergstrom, A. K., Trick, C. G., Grimm, N. B., Hessen, D. O., Karlsson, J., . . . Weyhenmeyer, G. A. (2018). Global change-driven effects on dissolved organic matter composition: Implications for food webs of northern lakes. *Glob Chang Biol*, *24*(8), 3692-3714. <https://doi.org/10.1111/gcb.14129>
- Creed, I. F., McKnight, D. M., Pellerin, B. A., Green, M. B., Bergamaschi, B. A., Aiken, G. R., . . . Smith, R. (2015). The river as a chemostat: fresh perspectives on dissolved organic matter flowing down the river continuum. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *72*(8), 1272-1285. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2014-0400>
- Croue, J. P. (2004). Isolation of humic and non-humic NOM fractions: structural characterization. *Environ Monit Assess*, *92*(1-3), 193-207. <https://doi.org/10.1023/b:emas.0000039369.66822.c0>
- Cunderlik, J. M., & Simonovic, S. P. (2005). Hydrological extremes in a southwestern Ontario river basin under future climate conditions/Extrêmes hydrologiques dans un bassin versant du sud-ouest de l'Ontario sous conditions climatiques futures. *Hydrological Sciences Journal*, *50*:4, 631-654. <https://doi.org/10.1623/hysj.2005.50.4.631>
- Dai, R., Liu, H., Qu, J., Zhao, X., & Hou, Y. (2009). Effects of amino acids on microcystin production of the *Microcystis aeruginosa*. *J Hazard Mater*, *161*(2-3), 730-736. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.04.015>
- De Coste, M., Saleem, S., Mian, H. R., Chhipi-Shrestha, G., Hewage, K., Mohseni, M., & Sadiq, R. (2024). Water security risks in small, remote, indigenous communities in Canada: A critical review on challenges and opportunities. *Cambridge Prisms: Water*, *2*. <https://doi.org/10.1017/wat.2024.3>
- de Melo, B. A., Motta, F. L., & Santana, M. H. (2016). Humic acids: Structural properties and multiple functionalities for novel technological developments. *Mater Sci Eng C Mater Biol Appl*, *62*, 967-974. <https://doi.org/10.1016/j.msec.2015.12.001>

- de Wit, H. A., Valinia, S., Weyhenmeyer, G. A., Futter, M. N., Kortelainen, P., Austnes, K., . . . Vuorenmaa, J. (2016). Current Browning of Surface Waters Will Be Further Promoted by Wetter Climate. *Environmental Science & Technology Letters*, 3(12), 430-435. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.6b00396>
- DeForest, D. K., Ryan, A. C., Tear, L. M., & Brix, K. V. (2023). Comparison of Multiple Linear Regression and Biotic Ligand Models for Predicting Acute and Chronic Zinc Toxicity to Freshwater Organisms. *Environ Toxicol Chem*, 42(2), 393-413. <https://doi.org/10.1002/etc.5529>
- Deininger, A., Faithfull, C. L., & Bergstrom, A. K. (2017). Phytoplankton response to whole lake inorganic N fertilization along a gradient in dissolved organic carbon. *Ecology*, 98(4), 982-994. <https://doi.org/10.1002/ecy.1758>
- Denault, C., & Villeneuve, M. (2017). *VULNÉRABILITÉ DES PRISES D'EAU DE LA VILLE DE MONTRÉAL : MODÉLISATION NUMÉRIQUE DE L'HYDRODYNAMIQUE DU LAC SAINT-LOUIS*. Lasalle NHC.
- Derenne, S., & Largeau, C. (2001). A REVIEW OF SOME IMPORTANT FAMILIES OF REFRACTORY MACROMOLECULES: COMPOSITION, ORIGIN, AND FATE IN SOILS AND SEDIMENTS. *Soil Science*, 166(11), 833-847.
- Derrien, M., Brogi, S. R., & Goncalves-Araujo, R. (2019). Characterization of aquatic organic matter: Assessment, perspectives and research priorities. *WATER RESEARCH*, 163. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114908>
- Derrien, M., Yang, L., & Hur, J. (2017). Lipid biomarkers and spectroscopic indices for identifying organic matter sources in aquatic environments: A review. *Water Research*, 112, 58-71. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.023>
- Deshais, T. (2026). *Québec coupe dans le suivi de la qualité de l'eau*. ICI Radio-Canada. <https://ici.radio-canada.ca/nouvelle/2241925/environnement-eau-qualite-coupe--sud-quebec-gouvernement>
- Diffey, B. L. (2002). Sources and measurement of ultraviolet radiation. *Methods*, 28(1), 4-13. [https://doi.org/10.1016/s1046-2023\(02\)00204-9](https://doi.org/10.1016/s1046-2023(02)00204-9)
- Ding, S., Deng, Y., Bond, T., Fang, C., Cao, Z., & Chu, W. (2019). Disinfection byproduct formation during drinking water treatment and distribution: A review of unintended effects of engineering agents and materials. *Water Res*, 160, 313-329. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.05.024>
- Dong, X., Li, B., He, F., Gu, Y., Sun, M., Zhang, H., . . . Cai, Q. (2016). Flow directionality, mountain barriers and functional traits determine diatom metacommunity structuring of high mountain streams. *Sci Rep*, 6, 24711. <https://doi.org/10.1038/srep24711>
- Dorner, S. M., Anderson, W. B., Slawson, R. M., Kouwen, N., & Huck, P. M. (2006). Hydrologic modeling of pathogen fate and transport. *Environmental science & technology*, 40(15), 4746-4753. Article. <https://doi.org/10.1021/es060426z>
- Dory, F., Cavalli, L., Franquet, E., Mounier, S., Höhener, P., Misson, B., . . . Bertrand, C. (2022). Phytoplankton assemblage shifts with dissolved organic matter properties:

- A functional perspective for sentinel lakes. *Journal of Ecology*, 111(1), 45-61.
<https://doi.org/10.1111/1365-2745.14013>
- Downing, B. D., Pellerin, B. A., Bergamaschi, B. A., Saraceno, J. F., & Kraus, T. E. C. (2012). Seeing the light: The effects of particles, dissolved materials, and temperature on in situ measurements of DOM fluorescence in rivers and streams. *Limnology and Oceanography: Methods*, 10(10), 767-775.
<https://doi.org/10.4319/lom.2012.10.767>
- Doyon, F., & Bouffard, D. (2009). *Enjeux écologiques de la forêt feuillue tempérée québécoise*. pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts.
- Dudley, N., & Stolton, S. (2003). *Running pure: the importance of forest protected areas to drinking water, a research report for the World Bank/WWF Alliance for Forest Conservation and Sustainable Use*.
- Dutta Majumdar, R., Blumkin, L., Lane, D., Soong, R., Simpson, M., & Simpson, A. J. (2017). Analysis of DOM phototransformation using a looped NMR system integrated with a sunlight simulator. *Water Res*, 120, 64-76.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.04.067>
- Ebel, B. A., & Moody, J. A. (2017). Synthesis of soil-hydraulic properties and infiltration timescales in wildfire-affected soils. *Hydrological Processes*, 31(2), 324-340.
<https://doi.org/10.1002/hyp.10998>
- ECCC. (2019). *An examination of governance, existing data, potential indicators and values in the Ottawa River Watershed*. Environment and Climate Change Canada.
https://publications.gc.ca/collections/collection_2019/eccc/En4-373-2019-eng.pdf
- ECCC. (2024). *Aperçu de l'Accord entre le Canada et les États-Unis sur la qualité de l'air*. Gouvernement du Canada. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/pollution-atmospherique/enjeux/transfrontalier/aperçu-accord-canada-etats-unis-qualite-air.html>
- Ecological Stratification Working Group. (1995). *A National Ecological Framework for Canada*. Agriculture and Agri-Food Canada, Research Branch, Centre for Land and Biological Resources Research and Environment Canada, State of the Environment Directorate, Ecozone Analysis Branch. A. a. A.-F. C. a. E. Canada.
- Ecological Stratification Working Group. (1996). *A national ecological framework for Canada*.
- Edokpa, D. A., Evans, M. G., Boulton, S., & Rothwell, J. J. (2018). Size Fractionation of Dissolved Organic Nitrogen in Peatland Fluvial Systems. *Environ Sci Technol*, 52(19), 11198-11205. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01417>
- Edzwald, J. K. (1993). Coagulation in Drinking Water Treatment: Particles, Organics and Coagulants. *Water Science and Technology*, 27(11), 21-35.
<https://doi.org/10.2166/wst.1993.0261>

- Edzwald, J. K., & Tobiasson, J. E. (1999). Enhanced coagulation: US requirements and a broader view. *Water Science and Technology*, 40(9), 63-70. <https://doi.org/DOI10.2166/wst.1999.0444>
- Eea, E. (1999). Environmental indicators: Typology and overview. *European Environmental*.
- Emelko, M. B., Silins, U., Bladon, K. D., & Stone, M. (2011). Implications of land disturbance on drinking water treatability in a changing climate: demonstrating the need for "source water supply and protection" strategies. *Water Res*, 45(2), 461-472. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.08.051>
- Emmerton, C. A., Cooke, C. A., Hustins, S., Silins, U., Emelko, M. B., Lewis, T., . . . Orwin, J. F. (2020). Severe western Canadian wildfire affects water quality even at large basin scales. *Water Research*, 183. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116071>
- Engelhaupt, E., Bianchi, T. S., Wetzel, R. G., & Tarr, M. A. (2003). Photochemical transformations and bacterial utilization of high-molecular-weight dissolved organic carbon in a southern Louisiana tidal stream (Bayou Trepagnier). *Biogeochemistry*, 62(1), 39-58. <https://doi.org/10.1023/a:1021176531598>
- [#500 est un type de document non défini dans ce style].
- EPA, U. S. (1970). *Evolution of the Clean Air Act*. <https://www.epa.gov/clean-air-act-overview/evolution-clean-air-act>
- Erni, S., Wang, X., Taylor, S., Boulanger, Y., Swystun, T., Flannigan, M., & Parisien, M.-A. (2019). Developing a two-level fire regime zonation system for Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 259-273. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2019-0191>
- Ernst, C., Gullick, R., & Nixon, K. (2004). Conserving Forests to Protect Water. *Opflow*, 30(5), 1-7. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8701.2004.tb01752.x>
- European Commission, Joint Research Centre, San-Miguel-Ayanz, J., Durrant, T., & Boca, R. e. a. (2024). *Advance report on forest fires in Europe, Middle East and North Africa 2023*. <https://data.europa.eu/doi/10.2760/74873>
- Evans, C. D., Futter, M. N., Moldan, F., Valinia, S., Frogbrook, Z., & Kothawala, D. N. (2017). Variability in organic carbon reactivity across lake residence time and trophic gradients. *Nature Geoscience*, 10(11), 832-835. <https://doi.org/10.1038/ngeo3051>
- Fang, J., Yang, X., Ma, J., Shang, C., & Zhao, Q. (2010). Characterization of algal organic matter and formation of DBPs from chlor(am)ination. *Water Res*, 44(20), 5897-5906. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.009>
- Fasching, C., Behounek, B., Singer, G. A., & Battin, T. J. (2014). Microbial degradation of terrigenous dissolved organic matter and potential consequences for carbon cycling in brown-water streams. *Sci Rep*, 4, 4981. <https://doi.org/10.1038/srep04981>

- Fellman, J. B., Hood, E., Edwards, R. T., & D'Amore, D. V. (2009). Changes in the concentration, biodegradability, and fluorescent properties of dissolved organic matter during stormflows in coastal temperate watersheds. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 114(G1). <https://doi.org/10.1029/2008jg000790>
- Fellman, J. B., Hood, E., & Spencer, R. G. M. (2010). Fluorescence spectroscopy opens new windows into dissolved organic matter dynamics in freshwater ecosystems: A review. *Limnology and Oceanography*, 55(6), 2452-2462. <https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.6.2452>
- Feng, H., Liang, Y. N., & Hu, X. (2022). Natural organic matter (NOM), an underexplored resource for environmental conservation and remediation. *Materials Today Sustainability*, 19. <https://doi.org/10.1016/j.mtsust.2022.100159>
- Feng, S., & Hu, Q. (2004). Changes in agro-meteorological indicators in the contiguous United States: 1951?2000. *Theoretical and Applied Climatology*, 78(4). <https://doi.org/10.1007/s00704-004-0061-8>
- Fernandes, P. M., & Botelho, H. S. (2003). A review of prescribed burning effectiveness in fire hazard reduction. *International Journal of Wildland Fire*, 12(2). <https://doi.org/10.1071/wf02042>
- Fernandez-Pascual, E., Droz, B., O'Dwyer, J., O'Driscoll, C., Goslan, E. H., Harrison, S., & Weatherill, J. (2023). Fluorescent Dissolved Organic Matter Components as Surrogates for Disinfection Byproduct Formation in Drinking Water: A Critical Review. *ACS ES T Water*, 3(8), 1997-2008. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.2c00583>
- Ferrer, I., & Thurman, E. M. (2015). Chemical constituents and analytical approaches for hydraulic fracturing waters. *Trends in Environmental Analytical Chemistry*, 5, 18-25. <https://doi.org/10.1016/j.teac.2015.01.003>
- Findlay, S. E. G., Sinsabaugh, R. L., V. Sobczak, W., & Hoostal, M. (2003). Metabolic and structural response of hyporheic microbial communities to variations in supply of dissolved organic matter. *American Society of Limnology and Oceanography, Inc*, 48(4), 1608-1617.
- Flannigan, M., Cantin, A. S., de Groot, W. J., Wotton, M., Newbery, A., & Gowman, L. M. (2013). Global wildland fire season severity in the 21st century. *Forest Ecology and Management*, 294, 54-61. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.022>
- Flannigan, M. D., & Harrington, J. B. (1988). A Study of the Relation of Meteorological Variables to Monthly Provincial Area Burned by Wildfire in Canada (1953–80). *Journal of Applied Meteorology*, 27(4), 441-452. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1988\)027<0441:Asotro>2.0.Co;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1988)027<0441:Asotro>2.0.Co;2)
- Flannigan, M. D., Krawchuk, M. A., de Groot, W. J., Wotton, B. M., & Gowman, L. M. (2009). Implications of changing climate for global wildland fire. *International Journal of Wildland Fire*, 18(5). <https://doi.org/10.1071/wf08187>
- Flannigan, M. D., Logan, K. A., Amiro, B. D., Skinner, W. R., & Stocks, B. J. (2005). Future Area Burned in Canada. *Climatic Change*, 72(1-2), 1-16. <https://doi.org/10.1007/s10584-005-5935-y>

- Flannigan, M. D., Wotton, B. M., Marshall, G. A., de Groot, W. J., Johnston, J., Jurko, N., & Cantin, A. S. (2015). Fuel moisture sensitivity to temperature and precipitation: climate change implications. *Climatic Change*, 134(1-2), 59-71. <https://doi.org/10.1007/s10584-015-1521-0>
- Freeman, E. C., Emilson, E. J. S., Webster, K. L., Dittmar, T., & Tanentzap, A. J. (2025). Logging disrupts the ecology of molecules in headwater streams. *Proc Natl Acad Sci U S A*, 122(35), e2409104122. <https://doi.org/10.1073/pnas.2409104122>
- FRI. (2023). *AUSTRALIA'S 2023/2024 WILDFIRE SEASON TO DATE*. FRI Media (Pty) Ltd. <https://www.frimedia.org/fri-newsletter-10-november-australiawildfires.html>
- Frost, P. C., Song, K., Buttle, J. M., Marsalek, J., McDonald, A., & Xenopoulos, M. A. (2014). Urban biogeochemistry of trace elements: What can the sediments of stormwater ponds tell us? *Urban Ecosystems*, 18(3), 763-775. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0428-2>
- Gabor, R. S., Baker, A., McKnight, D. M., & Miller, M. P. (2014). Fluorescence Indices and Their Interpretation. Dans P. G. Coble & J. Lead (édit.), *Aquatic Organic Matter Fluorescence* (p. 303 - 338). Cambridge University Press.
- Gagnon, D. (2004). *La forêt naturelle du québec, un survol*. Groupe de recherche en écologie forestière interuniversitaire Université du Québec à Montréal.
- Gao, W., Liang, H., Ma, J., Han, M., Chen, Z.-l., Han, Z.-s., & Li, G.-b. (2011). Membrane fouling control in ultrafiltration technology for drinking water production: A review. *Desalination*, 272(1-3), 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.01.051>
- Gao, W., Xiong, F., Lu, Y., Xin, W., Wang, H., Feng, G., . . . Chen, Y. (2024). Water quality and habitat drive phytoplankton taxonomic and functional group patterns in the Yangtze River. *Ecological Processes*, 13(1). <https://doi.org/10.1186/s13717-024-00489-6>
- Gatta, G. D. (1985). Direct determination of adsorption heats. *Thermochimica Acta*, 96(2), 349-363. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0040-6031\(85\)80074-5](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0040-6031(85)80074-5)
- Gavin, A. L., Nelson, S. J., Klemmer, A. J., Fernandez, I. J., Strock, K. E., & McDowell, W. H. (2018). Acidification and Climate Linkages to Increased Dissolved Organic Carbon in High-Elevation Lakes. *Water Resources Research*, 54(8), 5376-5393. <https://doi.org/10.1029/2017wr020963>
- Ghernaout, B., Ghernaout, D., & Saiba, A. (2010). Algae and cyanotoxins removal by coagulation/flocculation: A review. *Desalination and Water Treatment*, 20(1-3), 133-143. <https://doi.org/10.5004/dwt.2010.1202>
- Ghernaout, D. (2014). The hydrophilic/hydrophobic ratio vs. dissolved organics removal by coagulation – A review. *Journal of King Saud University - Science*, 26(3), 169-180. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2013.09.005>
- GIEC. (2014). *Changements climatiques 2014: Rapport de synthèse. Contribution de travail I, II, III au cinquième Rapport d'évaluation de Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat*.

- Glaz, P., Gagné, J. P., Archambault, P., Sirois, P., & Nozais, C. (2015). Impact of forest harvesting on water quality and fluorescence characteristics of dissolved organic matter in eastern Canadian Boreal Shield lakes in summer. *Biogeosciences*, 12(23), 6999-7011. <https://doi.org/10.5194/bg-12-6999-2015>
- Gosz, J. R., Likens, G. E., & Bormann, F. H. (1976). Organic matter and nutrient dynamics of the forest and forest floor in the Hubbard Brook forest. *Oecologia*, 22(4), 305-320. <https://doi.org/10.1007/BF00345310>
- [#495 est un type de document non défini dans ce style].
- Gouvernement du Québec. (2022). *Crue printanière 2019 : un apport en eau record en 57 ans au sud-ouest du Québec*. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/climat/Faits-saillants/2019/crue-printanier.htm>
- Water Withdrawal and Protection Regulation- Q-2, r. 35.2, 48 (2014).
- Grunert, B. K., Tzortziou, M., Neale, P., Menendez, A., & Hernes, P. (2021). DOM degradation by light and microbes along the Yukon River-coastal ocean continuum. *Sci Rep*, 11(1), 10236. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-89327-9>
- Gu, B., Schmitt, J., Chen, Z., Liang, L., & McCarthy, J. F. (1994). Adsorption and Desorption of Natural Organic Matter on Iron Oxide: Mechanisms and Models. *Environ. Sci. Technol.*, 28(1).
- Gu, J.-D. (2003). Microbiological deterioration and degradation of synthetic polymeric materials: recent search advances. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 52, 69-91. [https://doi.org/10.1016/S0964-8305\(02\)00177-4](https://doi.org/10.1016/S0964-8305(02)00177-4)
- Guay, C., Minville, M., & Braun, M. (2015). A global portrait of hydrological changes at the 2050 horizon for the province of Québec. *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques*, 40(3), 285-302. <https://doi.org/10.1080/07011784.2015.1043583>
- Guillemette, F., & del Giorgio, P. A. (2011). Reconstructing the various facets of dissolved organic carbon bioavailability in freshwater ecosystems. *Limnology and Oceanography*, 56(2), 734-748. <https://doi.org/10.4319/lo.2011.56.2.0734>
- Guo, M., Li, X., Song, C., Liu, G., & Zhou, Y. (2020). Photo-induced phosphate release during sediment resuspension in shallow lakes: A potential positive feedback mechanism of eutrophication. *Environ Pollut*, 258, 113679. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113679>
- Hachad, M., Yarahmadi, H., Vo Duy, S., Sauvé, S., Prévost, M., & Dorner, S. (2022). Occurrence and partitioning behavior of E. coli and wastewater micropollutants following rainfall events. *Resources, Environment and Sustainability*, 9. <https://doi.org/10.1016/j.resenv.2022.100067>
- Hallema, D. W., Robinne, F. N., & Bladon, K. D. (2018). Reframing the Challenge of Global Wildfire Threats to Water Supplies. *Earth's Future*, 6(6), 772-776. <https://doi.org/10.1029/2018ef000867>
- Hameed, R., Li, G., Son, Y., Fang, H., Kim, T., Zhu, C., . . . Du, D. (2023). Structural characteristics of dissolved black carbon and its interactions with organic and

- inorganic contaminants: A critical review. *Sci Total Environ*, 872, 162210. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162210>
- Hanes, C. C., Wang, X., Jain, P., Parisien, M.-A., Little, J. M., & Flannigan, M. D. (2019). Fire-regime changes in Canada over the last half century. *Canadian Journal of Forest Research*, 49(3), 256-269. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2018-0293>
- Hansen, A. M., Kraus, T. E. C., Pellerin, B. A., Fleck, J. A., Downing, B. D., & Bergamaschi, B. A. (2016). Optical properties of dissolved organic matter (DOM): Effects of biological and photolytic degradation. *Limnology and Oceanography*, 61(3), 1015-1032. <https://doi.org/10.1002/lno.10270>
- Hargrove, W. W., Gardner, R. H., Turner, M. G., Romme, W. H., & Despain, D. G. (2000). Simulating fire patterns in heterogeneous landscapes. *Ecological Modelling*, 135(2-3), 243-263. [https://doi.org/10.1016/s0304-3800\(00\)00368-9](https://doi.org/10.1016/s0304-3800(00)00368-9)
- Hausfather, Z., & Peters, G. P. (2020). Emissions - the 'business as usual' story is misleading. *Nature*, 577(7792), 618-620. <https://doi.org/10.1038/d41586-020-00177-3>
- He, C., He, D., Chen, C., & Shi, Q. (2022). Application of Fourier transform ion cyclotron resonance mass spectrometry in molecular characterization of dissolved organic matter. *Science China Earth Sciences*, 65(12), 2219-2236. <https://doi.org/10.1007/s11430-021-9954-0>
- He, W., Choi, I., Lee, J. J., & Hur, J. (2016). Coupling effects of abiotic and biotic factors on molecular composition of dissolved organic matter in a freshwater wetland. *Sci Total Environ*, 544, 525-534. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.008>
- Hébert, S. (1996). *Développement d'un indice de la qualité bactériologique et physicochimique de l'eau pour les rivières du Québec*. MELCCFP.
- Hébert, S., & Ouellet, M. (2005). *Le Réseau-rivières ou le suivi de la qualité de l'eau des rivières du Québec*. ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement.
- Hejzlar, J., Dubrovsky, M., Buchtele, J., & Ruzicka, M. (2003). The apparent and potential effects of climate change on the inferred concentration of dissolved organic matter in a temperate stream (the Malse River, South Bohemia). *Sci Total Environ*, 310(1-3), 143-152. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00634-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00634-4)
- Helie, J.-F., & Hillaire-Marcel, C. (2006). Sources of particulate and dissolved organic carbon in the St Lawrence River: Isotopic approach. *Hydrological Processes*, 20(9), 1945-1959. <https://doi.org/10.1002/hyp.5962>
- 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. *Limnol. Oceanogr.*, 54(3), 1023-1023. <https://doi.org/10.4319/lo.2008.53.3.0955>

- Henderson, R. K., Parsons, S. A., & Jefferson, B. (2010). The impact of differing cell and algal organic matter (AOM) characteristics on the coagulation and flotation of algae. *Water Res*, 44(12), 3617-3624. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.04.016>
- Her, N., Amy, G., Chung, J., Yoon, J., & Yoon, Y. (2008). Characterizing dissolved organic matter and evaluating associated nanofiltration membrane fouling. *Chemosphere*, 70(3), 495-502. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.06.025>
- Hernes, P. J., & Benner, R. (2003). Photochemical and microbial degradation of dissolved lignin phenols: Implications for the fate of terrigenous dissolved organic matter in marine environments. *Journal of Geophysical research*, 108(C9). <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2002JC001421>
- Hockaday, W. C., Percell, J. M., Marshall, A. G., Baldock, J. A., & Hatcher, P. G. (2009). Electrospray and photoionization mass spectrometry for the characterization of organic matter in natural waters: a qualitative assessment. *Limnol. Oceanogr.: Methods*, 7, 81-95.
- Hoffman, K. M., Christianson, A. C., Dickson-Hoyle, S., Copes-Gerbitz, K., Nikolakis, W., Diabo, D. A., . . . Boran, I. (2022). The right to burn: barriers and opportunities for Indigenous-led fire stewardship in Canada. *Facets*, 7, 464-481. <https://doi.org/10.1139/facets-2021-0062>
- Hohner, A. K., Cawley, K., Oropeza, J., Summers, R. S., & Rosario-Ortiz, F. L. (2016). Drinking water treatment response following a Colorado wildfire. *Water Res*, 105, 187-198. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.08.034>
- Hohner, A. K., Rhoades, C. C., Wilkerson, P., & Rosario-Ortiz, F. L. (2019). Wildfires Alter Forest Watersheds and Threaten Drinking Water Quality. *Acc Chem Res*, 52(5), 1234-1244. <https://doi.org/10.1021/acs.accounts.8b00670>
- Hohner, A. K., Terry, L. G., Townsend, E. B., Summers, R. S., & Rosario-Ortiz, F. L. (2017). Water treatment process evaluation of wildfire-affected sediment leachates. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 3(2), 352-365. <https://doi.org/10.1039/c6ew00247a>
- Holland, A., McInerney, P. J., Shackleton, M. E., Rees, G. N., Bond, N. R., & Silvester, E. (2020). Dissolved organic matter and metabolic dynamics in dryland lowland rivers. *Spectrochim Acta A Mol Biomol Spectrosc*, 229, 117871. <https://doi.org/10.1016/j.saa.2019.117871>
- Holopainen, S., & Lehtikoinen, A. (2022). Role of forest ditching and agriculture on water quality: Connecting the long-term physico-chemical subsurface state of lakes with landscape and habitat structure information. *Sci Total Environ*, 806(Pt 4), 151477. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151477>
- Hood, E., McKnight, D. M., & Williams, M. W. (2003). Sources and chemical character of dissolved organic carbon across an alpine/subalpine ecotone, Green Lakes Valley, Colorado Front Range, United States. *Water Resources Research*, 39(7). <https://doi.org/10.1029/2002wr001738>
- Hood, E., Williams, M. W., & McKnight, D. M. (2005). Sources of dissolved organic matter (DOM) in a Rocky Mountain stream using chemical fractionation and stable

- isotopes. *Biogeochemistry*, 74(2), 231-255. <https://doi.org/10.1007/s10533-004-4322-5>
- Hosen, J. D., Aho, K. S., Fair, J. H., Kyzivat, E. D., Matt, S., Morrison, J., . . . Raymond, P. A. (2020). Source Switching Maintains Dissolved Organic Matter Chemostasis Across Discharge Levels in a Large Temperate River Network. *Ecosystems*, 24(2), 227-247. <https://doi.org/10.1007/s10021-020-00514-7>
- Houser, J. N., & Cole, J. (2003). The dual influences of dissolved organic carbon on hypolimnetic metabolism: Organic substrate and photosynthetic reduction. *Biogeochemistry*, 64, 247-269. <https://doi.org/10.1023/A:1024933931691>
- Hrycik, A. R., Isles, P. D. F., Adrian, R., Albright, M., Bacon, L. C., Berger, S. A., . . . Pierson, D. C. (2021). Earlier winter/spring runoff and snowmelt during warmer winters lead to lower summer chlorophyll-a in north temperate lakes. *Glob Chang Biol*, 27(19), 4615-4629. <https://doi.org/10.1111/gcb.15797>
- Hua, G., & Reckhow, D. A. (2007). Characterization of disinfection byproduct precursors based on hydrophobicity and molecular size. *Environ Sci Technol*, 41(9), 3309-3315. <https://doi.org/10.1021/es062178c>
- Huard, D., Fyke, J., Capellán-Pérez, I., Matthews, H. D., & Partanen, A. I. (2022). Estimating the Likelihood of GHG Concentration Scenarios From Probabilistic Integrated Assessment Model Simulations. *Earth's Future*, 10(10). <https://doi.org/10.1029/2022ef002715>
- Huber, S. A., Balz, A., Abert, M., & Pronk, W. (2011). Characterisation of aquatic humic and non-humic matter with size-exclusion chromatography – organic carbon detection – organic nitrogen detection (LC-OCD-OND). *Water Research*, 45(2), 879-885. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.09.023>
- Hudon, C. (2000). Phytoplankton assemblages in the St. Lawrence River, downstream of its confluence with the Ottawa River, Quebec, Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(S1), 16-30. <https://doi.org/10.1139/cjfas-57-S1-16>
- Hudon, C., Patoine, A., & Armellin, A. (2010). *Water Temperature Variability in the St. Lawrence River Near Montreal*.
- Hudson, J. J., Dillon, P. J., & Somers, K. M. (2003). Long-term patterns in dissolved organic carbon in boreal lakes: the role of incident radiation, precipitation, air temperature, southern oscillation and acid deposition. *Hydrology and Earth System Sciences*, 7(3), 390-398. <https://doi.org/10.5194/hess-7-390-2003>
- Hudson, N., Baker, A., Ward, D., Reynolds, D. M., Brunsdon, C., Carliell-Marquet, C., & Browning, S. (2008). Can fluorescence spectrometry be used as a surrogate for the Biochemical Oxygen Demand (BOD) test in water quality assessment? An example from South West England. *Sci Total Environ*, 391(1), 149-158. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.10.054>
- Huguet, A., Vacher, L., Relexans, S., Saubusse, S., Froidefond, J. M., & Parlanti, E. (2009). Properties of fluorescent dissolved organic matter in the Gironde Estuary. *Organic Geochemistry*, 40(6), 706-719. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2009.03.002>

- Hurlbert, M., Acharibasam, J. B., Datta, R., Strongarm, S., & Starblanket, E. (2024). Decolonizing Indigenous Drinking Water Challenges and Implications: Focusing on Indigenous Water Governance and Sovereignty. *Water*, 16(5). <https://doi.org/10.3390/w16050748>
- IJC. (2016). *Regulation Plan 2014 for the Lake Ontario and the St. Lawrence River*. International Joint Commission. https://ijc.org/sites/default/files/Plan2014_CompendiumReport.pdf
- IJC. (2026a). *Effects of Regulation*. International Joint Commission. <https://ijc.org/en/loslrb/watershed/effects-regulation-2019#:~:text=Regulation%20reduces%20the%20severity%20of,it%20helped%20prevent%20flooding%20altogether>.
- IJC. (2026b). *Outflows in 2018 & 2019*. International Joint Commission. <https://ijc.org/en/loslrb/watershed/outflows-in-2018-2019>
- Imai, A., Fukushima, T., Matsushige, K., Kim, Y. H., & Choi, K. (2002). Characterization of dissolved organic matter in effluents from wastewater treatment plants. *Water Res*, 36(4), 859-870. [https://doi.org/10.1016/s0043-1354\(01\)00283-4](https://doi.org/10.1016/s0043-1354(01)00283-4)
- Imtiaz, M. N., Paterson, A. M., Higgins, S. N., Yao, H., Couture, S., & Hudson, J. J. (2020). Dissolved organic carbon in eastern Canadian lakes: Novel patterns and relationships with regional and global factors. *Sci Total Environ*, 726, 138400. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138400>
- Imtiaz, M. N., Paterson, A. M., Higgins, S. N., Yao, H., Houle, D., & Hudson, J. J. (2025). Has lake brownification ceased? Stabilization, re-browning, and other factors associated with dissolved organic matter trends in eastern Canadian lakes. *Water Res*, 269, 122814. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.122814>
- Inamdar, S., Singh, S., Dutta, S., Levia, D., Mitchell, M., Scott, D., . . . McHale, P. (2011). Fluorescence characteristics and sources of dissolved organic matter for stream water during storm events in a forested mid-Atlantic watershed. *Journal of Geophysical Research*, 116(G3). <https://doi.org/10.1029/2011jg001735>
- Ishii, S. K., & Boyer, T. H. (2012). Behavior of reoccurring PARAFAC components in fluorescent dissolved organic matter in natural and engineered systems: a critical review. *Environ Sci Technol*, 46(4), 2006-2017. <https://doi.org/10.1021/es2043504>
- Jaffé, R., McKnight, D., Maie, N., Cory, R., McDowell, W. H., & Campbell, J. L. (2008). Spatial and temporal variations in DOM composition in ecosystems: The importance of long-term monitoring of optical properties. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 113(G4). <https://doi.org/10.1029/2008jg000683>
- Jain, P., Barber, Q. E., Taylor, S. W., Whitman, E., Castellanos Acuna, D., Boulanger, Y., . . . Parisien, M. A. (2024). Drivers and Impacts of the Record-Breaking 2023 Wildfire Season in Canada. *Nat Commun*, 15(1), 6764. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-51154-7>
- Jakovljevic, A., Charlin, L., & Barbeau, B. (2024). Applying Recurrent Neural Networks and Blocked Cross-Validation to Model Conventional Drinking Water Treatment Processes. *Water*, 16(7). <https://doi.org/10.3390/w16071042>

- Jalliffier-Verne, I., Leconte, R., Huaranga-Alvarez, U., Madoux-Humery, A. S., Galarneau, M., Servais, P., . . . Dorner, S. (2015). Impacts of global change on the concentrations and dilution of combined sewer overflows in a drinking water source. *Science of the Total Environment*, 508, 462-476. Article. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.11.059>
- Jardine, P., McCarthy, J., & Weber, N. L. (1989). Mechanisms of dissolved organic carbon adsorption on soil. *Soil Science Society of America Journal*, 53, 1378-1385.
- Jolly, W. M., Cochrane, M. A., Freeborn, P. H., Holden, Z. A., Brown, T. J., Williamson, G. J., & Bowman, D. M. (2015). Climate-induced variations in global wildfire danger from 1979 to 2013. *Nat Commun*, 6, 7537. <https://doi.org/10.1038/ncomms8537>
- Jones, M. W., Abatzoglou, J. T., Veraverbeke, S., Andela, N., Lasslop, G., Forkel, M., . . . Le Quéré, C. (2022). Global and Regional Trends and Drivers of Fire Under Climate Change. *Reviews of Geophysics*, 60(3). <https://doi.org/10.1029/2020rg000726>
- Jones, M. W., Kelley, D. I., Burton, C. A., Di Giuseppe, F., Barbosa, M. L. F., Brambleby, E., . . . Xanthopoulos, G. (2024). State of Wildfires 2023-24. *Earth System Science Data*. <https://doi.org/10.5194/essd-2024-218>
- Jutaporn, P., Muenphukhiaw, N., Phungsai, P., Leungprasert, S., & Musikavong, C. (2022). Characterization of DBP precursor removal by magnetic ion exchange resin using spectroscopy and high-resolution mass spectrometry. *Water Res*, 217, 118435. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118435>
- Kalbitz, K., Solinger, S., Park, J.-H., Michalzik, B., & Matzner, E. (2000). Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: A review. *Soil Science*, 165(4), 277-304.
- Kamjunke, N., Hertkorn, N., Harir, M., Schmitt-Kopplin, P., Griebler, C., Brauns, M., . . . Herzsprung, P. (2019). Molecular change of dissolved organic matter and patterns of bacterial activity in a stream along a land-use gradient. *Water Res*, 164, 114919. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114919>
- Kammoun, R., McQuaid, N., Lessard, V., Goitom, E. A., Prévost, M., Bichai, F., & Dorner, S. (2023). Risk assessment of drinking water intake contamination from agricultural activities using a Bayesian network. *PLOS Water*, 2(7). <https://doi.org/10.1371/journal.pwat.0000073>
- Kampf, S. K., Brogan, D. J., Schmeer, S., MacDonald, L. H., & Nelson, P. A. (2016). How do geomorphic effects of rainfall vary with storm type and spatial scale in a post-fire landscape? *Geomorphology*, 273, 39-51. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.08.001>
- Kaothawala, D. N., Hendershot, W. H., & Moore, T. (2009). Soil Properties Controlling the Adsorption of Dissolved Organic Carbon to Mineral Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 73(6). <https://doi.org/10.2136/sssaj2008.0254>

- Karlsson, J., Bystrom, P., Ask, J., Ask, P., Persson, L., & Jansson, M. (2009). Light limitation of nutrient-poor lake ecosystems. *Nature*, 460(7254), 506-509. <https://doi.org/10.1038/nature08179>
- Katechakis, A., Haseneder, T., Kling, R., & Stibor, H. (2005). Mixotrophic versus photoautotrophic specialist algae as food for zooplankton: The light : nutrient hypothesis might not hold for mixotrophs. *Limnology and Oceanography*, 50(4), 1290-1299. <https://doi.org/10.4319/lo.2005.50.4.1290>
- Kaushal, S. S., Delaney-Newcomb, K., Findlay, S. E. G., Newcomer, T. A., Duan, S., Pennino, M. J., . . . Belt, K. T. (2014). Longitudinal patterns in carbon and nitrogen fluxes and stream metabolism along an urban watershed continuum. *Biogeochemistry*, 121(1), 23-44. <https://doi.org/10.1007/s10533-014-9979-9>
- Kaushal, S. S., Gold, A. J., Bernal, S., Johnson, T. A. N., Addy, K., Burgin, A., . . . Belt, K. T. (2018). Watershed 'Chemical Cocktails': Forming Novel Elemental Combinations in Anthropocene Fresh Waters. *Biogeochemistry*, 141(3), 281-305. <https://doi.org/10.1007/s10533-018-0502-6>
- Kaushal, S. S., Mayer, P. M., Vidon, P. G., Smith, R. M., Pennino, M. J., Newcomer, T. A., . . . Belt, K. T. (2014). Land Use and Climate Variability Amplify Carbon, Nutrient, and Contaminant Pulses: A Review with Management Implications. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 50(3), 585-614. <https://doi.org/10.1111/jawr.12204>
- Keane, R. E., Cary, G. J., & Parsons, R. (2003). Using simulation to map fire regimes: an evaluation of approaches, strategies, and limitations. *International Journal of Wildland Fire*, 12(4). <https://doi.org/10.1071/wf03017>
- Kellerman, A. M., Guillemette, F., Podgorski, D. C., Aiken, G. R., Butler, K. D., & Spencer, R. G. M. (2018). Unifying Concepts Linking Dissolved Organic Matter Composition to Persistence in Aquatic Ecosystems. *Environ Sci Technol*, 52(5), 2538-2548. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05513>
- Kellerman, A. M., Kothawala, D. N., Dittmar, T., & Tranvik, L. J. (2015). Persistence of dissolved organic matter in lakes related to its molecular characteristics. *Nature Geoscience*, 8(6), 454-457. <https://doi.org/10.1038/ngeo2440>
- Kelly, P. T., Solomon, C. T., Zwart, J. A., & Jones, S. E. (2018). A Framework for Understanding Variation in Pelagic Gross Primary Production of Lake Ecosystems. *Ecosystems*, 21(7), 1364-1376. <https://doi.org/10.1007/s10021-018-0226-4>
- Ketchen, D. J. (2013). A Primer on Partial Least Squares Structural Equation Modeling. *Long Range Planning*, 46(1-2), 184-185. <https://doi.org/10.1016/j.lrp.2013.01.002>
- Kharin, V. V., Zwiers, F. W., Zhang, X., & Wehner, M. (2013). Changes in temperature and precipitation extremes in the CMIP5 ensemble. *Climatic Change*, 119(2), 345-357. <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0705-8>
- Kim, H. C., & Yu, M. J. (2005). Characterization of natural organic matter in conventional water treatment processes for selection of treatment processes focused on DBPs control. *Water Res*, 39(19), 4779-4789. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.09.021>

- Kim, S., Kramer, R. W., & Hatcher, P. G. (2003). Graphical Method for Analysis of Ultrahigh-Resolution Broadband Mass Spectra of Natural Organic Matter, the Van Krevelen Diagram. *Anal. Chem.*, 75(20), 5336-5344. <https://doi.org/doi:10.1021/ac034415p>
- Kirchmeier-Young, M. C., Wan, H., & Zhang, X. (2021). Anthropogenic Contribution to the Rainfall Associated with the 2019 Ottawa River Flood. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 102(1), S33-S38. <https://doi.org/10.1175/bams-d-20-0191.1>
- Kirk, J. T. O. (1983). *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems* (3^e éd.). Cambridge University Press.
- Kissman, C. E. H., Williamson, C. E., Rose, K. C., & Saros, J. E. (2016). Nutrients associated with terrestrial dissolved organic matter drive changes in zooplankton:phytoplankton biomass ratios in an alpine lake. *Freshwater Biology*, 62(1), 40-51. <https://doi.org/10.1111/fwb.12847>
- Klante, C., Larson, M., & Persson, K. M. (2021). Brownification in Lake Bolmen, Sweden, and its relationship to natural and human-induced changes. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 36. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2021.100863>
- Knoll, L. B., Williamson, C. E., Pilla, R. M., Leach, T. H., Brentrup, J. A., & Fisher, T. J. (2018). Browning-related oxygen depletion in an oligotrophic lake. *Inland Waters*, 8(3), 255-263. <https://doi.org/10.1080/20442041.2018.1452355>
- Koch, B. P., & Dittmar, T. (2006). From mass to structure: an aromaticity index for high-resolution mass data of natural organic matter. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 20(5), 926-932. <https://doi.org/10.1002/rcm.2386>
- Kogel-Knabner, I. (2001). The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biology & Biochemistry*, 34, 139-162. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00158-4](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00158-4)
- Kohler, S. J., Kothawala, D., Futter, M. N., Liungman, O., & Tranvik, L. (2013). In-lake processes offset increased terrestrial inputs of dissolved organic carbon and color to lakes. *PLoS One*, 8(8), e70598. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0070598>
- Korotta-Gamage, S. M., & Sathasivan, A. (2017). A review: Potential and challenges of biologically activated carbon to remove natural organic matter in drinking water purification process. *Chemosphere*, 167, 120-138. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.097>
- Kothawala, D. N., Murphy, K. R., Stedmon, C. A., Weyhenmeyer, G. A., & Tranvik, L. J. (2013). Inner filter correction of dissolved organic matter fluorescence. *Limnology and Oceanography: Methods*, 11(12), 616-630. <https://doi.org/10.4319/lom.2013.11.616>
- Kothawala, D. N., Stedmon, C. A., Muller, R. A., Weyhenmeyer, G. A., Kohler, S. J., & Tranvik, L. J. (2014). Controls of dissolved organic matter quality: evidence from a large-scale boreal lake survey. *Glob Chang Biol*, 20(4), 1101-1114. <https://doi.org/10.1111/gcb.12488>

- Kreider, M. R., Higuera, P. E., Parks, S. A., Rice, W. L., White, N., & Larson, A. J. (2024). Fire suppression makes wildfires more severe and accentuates impacts of climate change and fuel accumulation. *Nat Commun*, 15(1), 2412. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-46702-0>
- Kritzberg, E. S. (2017). Centennial-long trends of lake browning show major effect of afforestation. *Limnology and Oceanography Letters*, 2(4), 105-112. <https://doi.org/10.1002/lol2.10041>
- Kritzberg, E. S., & Ekström, S. M. (2012). Increasing iron concentrations in surface waters – a factor behind brownification? *Biogeosciences*, 9(4), 1465-1478. <https://doi.org/10.5194/bg-9-1465-2012>
- Kritzberg, E. S., Hasselquist, E. M., Skerlep, M., Lofgren, S., Olsson, O., Stadmark, J., . . . Laudon, H. (2020). Browning of freshwaters: Consequences to ecosystem services, underlying drivers, and potential mitigation measures. *Ambio*, 49(2), 375-390. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01227-5>
- Kujawinski, E. (2002). Electrospray Ionization Fourier Transform Ion Cyclotron Resonance Mass Spectrometry (ESI FT-ICR MS): Characterization of Complex Environmental Mixtures. *Environmental Forensics*, 3(3-4), 207-216. <https://doi.org/10.1006/enfo.2002.0109>
- Kumar Sen, S., & Raut, S. (2015). Microbial degradation of low density polyethylene (LDPE): A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3(1), 462-473. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2015.01.003>
- L. Malcolm, R. (1990). The uniqueness of humic substances in each of soil, stream and marine environments. *Analytica Chimica Acta*, 232, 19-30. [https://doi.org/10.1016/s0003-2670\(00\)81222-2](https://doi.org/10.1016/s0003-2670(00)81222-2)
- Lafrance, G., Da Silva, L., & Desjarlais, C. (2016). *IMPACT DES CHANGEMENTS CLIMATIQUES SUR LA DEMANDE D'ÉNERGIE*. OURANOS.
- Lake, F. K., & Christianson, A. C. (2019). Indigenous fire stewardship. Dans *Encyclopedia of Wildfires and Wildland-Urban Interface (WUI) Fires* (p. 1-9). Springer International Publishing.
- Lake, F. K., Wright, V., Morgan, P., McFadzen, M., McWethy, D., & Stevens-Rumann, C. (2017). Returning Fire to the Land: Celebrating Traditional Knowledge and Fire. *Journal of Forestry*, 115(5), 343-353. <https://doi.org/10.5849/jof.2016-043R2>
- Lambert, T., Bouillon, S., Darchambeau, F., Morana, C., Roland, F. A. E., Descy, J.-P., & Borges, A. V. (2017). Effects of human land use on the terrestrial and aquatic sources of fluvial organic matter in a temperate river basin (The Meuse River, Belgium). *Biogeochemistry*, 136(2), 191-211. <https://doi.org/10.1007/s10533-017-0387-9>
- Lanciotti, E., Santini, C., Lupi, E., & Burrini, D. (2003). Actinomycetes, cyanobacteria and algae causing tastes and odours in water of the River Arno used for the water supply of Florence. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, 52(7), 489-500. <https://doi.org/10.2166/aqua.2003.0044>

- Langhans, C., Smith, H. G., Chong, D. M. O., Nyman, P., Lane, P. N. J., & Sheridan, G. J. (2016). A model for assessing water quality risk in catchments prone to wildfire. *Journal of Hydrology*, 534, 407-426. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.12.048>
- Langhans, S. D., Reichert, P., & Schuwirth, N. (2014). The method matters: A guide for indicator aggregation in ecological assessments. *Ecological Indicators*, 45, 494-507. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.05.014>
- Larsen, I. J., MacDonald, L. H., Brown, E., Rough, D., Welsh, M. J., Pietraszek, J. H., . . . Schaffrath, K. (2009). Causes of Post-Fire Runoff and Erosion: Water Repellency, Cover, or Soil Sealing? *Soil Science Society of America Journal*, 73(4), 1393-1407. <https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0432>
- Laudon, H., Berggren, M., Ågren, A., Buffam, I., Bishop, K., Grabs, T., . . . Köhler, S. (2011). Patterns and Dynamics of Dissolved Organic Carbon (DOC) in Boreal Streams: The Role of Processes, Connectivity, and Scaling. *Ecosystems*, 14(6), 880-893. <https://doi.org/10.1007/s10021-011-9452-8>
- Lawrence, G. B., Baldigo, B. P., Roy, K. M., & George, S. D. (2021). Trends and current status of aluminum chemistry in Adirondack headwater streams 30 Years after the Clean Air Act Amendments of 1990. *Atmospheric Environment*, 249. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118233>
- Lawrence, G. B., & Roy, K. M. (2021). Ongoing increases in dissolved organic carbon are sustained by decreases in ionic strength rather than decreased acidity in waters recovering from acidic deposition. *Sci Total Environ*, 766, 142529. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142529>
- Le, K. T. N., Maldonado, J. F. G., Goitom, E., Trigui, H., Terrat, Y., Nguyen, T. L., . . . Dorner, S. (2022). Shotgun Metagenomic Sequencing to Assess Cyanobacterial Community Composition following Coagulation of Cyanobacterial Blooms. *Toxins (Basel)*, 14(10). <https://doi.org/10.3390/toxins14100688>
- Leach, T. H., Winslow, L. A., Hayes, N. M., & Rose, K. C. (2019). Decoupled trophic responses to long-term recovery from acidification and associated browning in lakes. *Glob Chang Biol*, 25(5), 1779-1792. <https://doi.org/10.1111/gcb.14580>
- Leadbeater, B. S. C. (2015). Choanoflagellate ecology. Dans *The Choanoflagellates: Evolution, Biology and Ecology* (p. 202-240). Cambridge University Press.
- Lee, J., Nemati, M., & Sanchez, J. J. (2022). Assessing the Vulnerability of California Water Utilities to Wildfires. *Water Resources Management*, 36(11), 4183-4199. <https://doi.org/10.1007/s11269-022-03247-5>
- Leenheer, J. A., & Croué, J.-P. (2003a). Characterizing dissolved aquatic organic matter. *Environmental science & technology*.
- Leenheer, J. A., & Croué, J.-P. (2003b). Peer Reviewed: Characterizing Aquatic Dissolved Organic Matter. *Environmental Science & Technology*, 37(1), 18A-26A. <https://doi.org/10.1021/es032333c>
- Legge, R. L., Peiris, R. H., Andrews, R. C., & Wassink, J. K. (2011). Evaluation of fluorescence excitation-emission and LC-OCD as methods of detecting removal of

- NOM and DBP precursors by enhanced coagulation. *Water Supply*, 11(5), 621-630. <https://doi.org/10.2166/ws.2011.101>
- León, J. G., Beamud, S. G., Temporetti, P. F., Atencio, A. G., Diaz, M. M., & Pedrozo, F. L. (2016). Stratification and residence time as factors controlling the seasonal variation and the vertical distribution of chlorophyll-a in a subtropical irrigation reservoir. *International Review of Hydrobiology*, 101(1-2), 36-47. <https://doi.org/10.1002/iroh.201501811>
- Levchuk, I., Rueda Marquez, J. J., & Sillanpaa, M. (2018). Removal of natural organic matter (NOM) from water by ion exchange - A review. *Chemosphere*, 192, 90-104. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.101>
- Leveque, B., Burnet, J. B., Dorner, S., & Bichai, F. (2021). Impact of climate change on the vulnerability of drinking water intakes in a northern region. *Sustainable Cities and Society*, 66. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102656>
- Leveque, B., Irakiza Shyaka, A., Ndong, M., Jalbert, J., Burnet, J.-B., Kammoun, R., . . . Bichai, F. (2024). Assessing the vulnerability of urban drinking water intakes to water scarcity under global change: A bottom-up approach. *Environmental Challenges*, 15. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2024.100885>
- Li, C., Frolking, S., & Frolking, T. A. (1992). A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: 1. Model structure and sensitivity. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 97(D9), 9759-9776. <https://doi.org/10.1029/92jd00509>
- Li, H., Song, C. L., Cao, X. Y., & Zhou, Y. Y. (2016). The phosphorus release pathways and their mechanisms driven by organic carbon and nitrogen in sediments of eutrophic shallow lakes. *Sci Total Environ*, 572, 280-288. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.221>
- Li, J., Zhang, Z., Xiang, Y., Jiang, J., & Yin, R. (2023). Role of UV-based advanced oxidation processes on NOM alteration and DBP formation in drinking water treatment: A state-of-the-art review. *Chemosphere*, 311(Pt 1), 136870. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136870>
- Li, L., Wang, Y., Zhang, W., Yu, S., Wang, X., & Gao, N. (2020). New advances in fluorescence excitation-emission matrix spectroscopy for the characterization of dissolved organic matter in drinking water treatment: A review. *Chemical Engineering Journal*, 381. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122676>
- Li, Y., Harir, M., Lucio, M., Kanawati, B., Smirnov, K., Flerus, R., . . . Hertkorn, N. (2016). Proposed Guidelines for Solid Phase Extraction of Suwannee River Dissolved Organic Matter. *Anal Chem*, 88(13), 6680-6688. <https://doi.org/10.1021/acs.analchem.5b04501>
- Libes, S. (2009). *Introduction to Marine Biogeochemistry* (second editione éd.).
- Liu, F., Kou, D., Abbott, B. W., Mao, C., Chen, Y., Chen, L., & Yang, Y. (2019). Disentangling the Effects of Climate, Vegetation, Soil and Related Substrate Properties on the Biodegradability of Permafrost-Derived Dissolved Organic Carbon. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 124(11), 3377-3389. <https://doi.org/10.1029/2018jg004944>

- Liu, Q., Jiang, Y., Huang, X., Liu, Y., Guan, M., & Tian, Y. (2024). Hydrological conditions can change the effects of major nutrients and dissolved organic matter on phytoplankton community dynamics in a eutrophic river. *Journal of Hydrology*, 628. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.130503>
- Liu, Q., Tian, Y., Liu, Y., Yu, M., Hou, Z., He, K., . . . Jiang, Y. (2021). Relationship between dissolved organic matter and phytoplankton community dynamics in a human-impacted subtropical river. *Journal of Cleaner Production*, 289. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125144>
- Liu, S., He, Z., Tang, Z., Liu, L., Hou, J., Li, T., . . . Wu, F. (2020). Linking the molecular composition of autochthonous dissolved organic matter to source identification for freshwater lake ecosystems by combination of optical spectroscopy and FT-ICR-MS analysis. *Sci Total Environ*, 703, 134764. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134764>
- Liu, S., Lim, M., Fabris, R., Chow, C. W., Drikas, M., Korshin, G., & Amal, R. (2010). Multi-wavelength spectroscopic and chromatography study on the photocatalytic oxidation of natural organic matter. *Water Res*, 44(8), 2525-2532. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.01.036>
- Lobus, N. V., Glushchenko, A. M., Osadchiev, A. A., Maltsev, Y. I., Kapustin, D. A., Konovalova, O. P., . . . Drozdova, A. N. (2022). Production of Fluorescent Dissolved Organic Matter by Microalgae Strains from the Ob and Yenisei Gulfs (Siberia). *Plants (Basel)*, 11(23). <https://doi.org/10.3390/plants11233361>
- Lochmuller, C. H., & Saavedra, S. S. (1986). Conformational changes in a soil fulvic acid measured by time dependent fluorescence depolarization. *Anal. Chem.*, 38, 1978-1981. [https://doi.org/0003-2700/86/0358-1978\\$01.50/0](https://doi.org/0003-2700/86/0358-1978$01.50/0)
- Logozzo, L., Tzortziou, M., Neale, P., & Clark, J. B. (2021). Photochemical and Microbial Degradation of Chromophoric Dissolved Organic Matter Exported From Tidal Marshes. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 126(4). <https://doi.org/10.1029/2020jg005744>
- Logozzo, L. A., Hosen, J. D., McArthur, J., & Raymond, P. A. (2023). Distinct drivers of two size fractions of operationally dissolved iron in a temperate river. *Limnology and Oceanography*, 68(6), 1185-1200. <https://doi.org/10.1002/lno.12338>
- Loiselle, D., Du, X., Alessi, D. S., Bladon, K. D., & Faramarzi, M. (2020). Projecting impacts of wildfire and climate change on streamflow, sediment, and organic carbon yields in a forested watershed. *Journal of Hydrology*, 590. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125403>
- Ly, Q. V., Kim, H.-C., & Hur, J. (2018). Tracking fluorescent dissolved organic matter in hybrid ultrafiltration systems with TiO₂/UV oxidation via EEM-PARAFAC. *Journal of Membrane Science*, 549, 275-282. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2017.12.020>
- Ly, Q. V., Maqbool, T., & Hur, J. (2017). Unique characteristics of algal dissolved organic matter and their association with membrane fouling behavior: a review. *Environ*

- Sci Pollut Res Int*, 24(12), 11192-11205. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8683-4>
- Lyche Solheim, A., Gundersen, H., Mischke, U., Skjelbred, B., Nejstgaard, J. C., Guislain, A. L. N., . . . Berger, S. A. (2024). Lake browning counteracts cyanobacteria responses to nutrients: Evidence from phytoplankton dynamics in large enclosure experiments and comprehensive observational data. *Glob Chang Biol*, 30(1), e17013. <https://doi.org/10.1111/gcb.17013>
- Maavara, T., Lauerwald, R., Regnier, P., & Van Cappellen, P. (2017). Global perturbation of organic carbon cycling by river damming. *Nat Commun*, 8, 15347. <https://doi.org/10.1038/ncomms15347>
- Mack, E., Lilja, R., Claggett, S., Sun, G., & Caldwell, P. (2022). *Forests to Faucets 2.0: connecting forests, water, and communities* (Gen. Tech. Rep. WO-99). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Washington Office.
- Mahdiyan, O., Filazzola, A., Molot, L. A., Gray, D., & Sharma, S. (2020). Drivers of water quality changes within the Laurentian Great Lakes region over the past 40 years. *Limnology and Oceanography*, 66(1), 237-254. <https://doi.org/10.1002/lno.11600>
- Maie, N., Scully, N. M., Pisani, O., & Jaffe, R. (2007). Composition of a protein-like fluorophore of dissolved organic matter in coastal wetland and estuarine ecosystems. *Water Res*, 41(3), 563-570. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.11.006>
- Mailhot, A., Bearegard, I., Talbot, G., Caya, D., & Biner, S. (2012). Future changes in intense precipitation over Canada assessed from multi-model NARCCAP ensemble simulations. *International Journal of Climatology*, 32(8), 1151-1163. <https://doi.org/10.1002/joc.2343>
- Maisonneuve, P., Guillemette, F., & Lapierre, J. F. (2022). Biological and photochemical reactivity of dissolved organic matter in a large temperate river. *Limnology and Oceanography*, 67(6), 1388-1401. <https://doi.org/10.1002/lno.12089>
- MAMH. (2025). *Carte ministérielle 663*. M. d. A. m. e. d. l'Habitation. <https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/adm/min/affaires-municipales/publications/cartes/cm/663.pdf>
- Mao, Y. Q., Wang, X. M., Guo, X. F., Yang, H. W., & Xie, Y. F. (2016). Characterization of haloacetaldehyde and trihalomethane formation potentials during drinking water treatment. *Chemosphere*, 159, 378-384. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.05.088>
- Marchello, A. E., Dos Santos, A. C., Lombardi, A. T., de Souza, C. W. O., & Montanhim, G. C. (2018). Physiological and Ecological Aspects of *Chlorella sorokiniana* (Trebouxiophyceae) Under Photoautotrophic and Mixotrophic Conditions. *Microb Ecol*, 76(3), 791-800. <https://doi.org/10.1007/s00248-018-1170-8>
- Marschner, B., & Kalbitz, K. (2003). Controls of bioavailability and biodegradability of dissolved organic matter in soils. *Geoderma*, 113, 211-235. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00362-2](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00362-2)

- Marshall, A. G., & Hendrickson, C. L. (2002). Fourier transform ion cyclotron resonance detection: principles and experimental configurations. *International Journal of Mass Spectrometry*, 215(1-3), 59-75. [https://doi.org/10.1016/s1387-3806\(01\)00588-7](https://doi.org/10.1016/s1387-3806(01)00588-7)
- Matilainen, A., Gjessing, E. T., Lahtinen, T., Hed, L., Bhatnagar, A., & Sillanpaa, M. (2011). An overview of the methods used in the characterisation of natural organic matter (NOM) in relation to drinking water treatment. *Chemosphere*, 83(11), 1431-1442. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.01.018>
- Matilainen, A., Vepsäläinen, M., & Sillanpaa, M. (2010). Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: a review. *Adv Colloid Interface Sci*, 159(2), 189-197. <https://doi.org/10.1016/j.cis.2010.06.007>
- Matsuoka, A., Babin, M., & Vonk, J. E. (2022). Decadal trends in the release of terrigenous organic carbon to the Mackenzie Delta (Canadian Arctic) using satellite ocean color data (1998–2019). *Remote Sensing of Environment*, 283. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2022.113322>
- Mayora, G., Devercelli, M., & Frau, D. (2015). Spatial variability of chromophoric dissolved organic matter in a large floodplain river: control factors and relations with phytoplankton during a low water period. *Ecohydrology*, 9(3), 487-497. <https://doi.org/10.1002/eco.1651>
- Mayora, G., Devercelli, M., & Frau, D. (2016). Spatial variability of chromophoric dissolved organic matter in a large floodplain river: control factors and relations with phytoplankton during a low water period. *Ecohydrology*, 9(3), 487-497. <https://doi.org/10.1002/eco.1651>
- McDowell, W. H., Zsolnay, A., Aitkenhead-Peterson, J. A., Gregorich, E. G., Jones, D. L., Jödemann, D., . . . Schwesig, D. (2006). A comparison of methods to determine the biodegradable dissolved organic carbon from different terrestrial sources. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(7), 1933-1942. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.12.018>
- McKee, T. B., Doesken, N. J., & Kleist, J. (1993). *THE RELATIONSHIP OF DROUGHT FREQUENCY AND DURATION TO TIME SCALES* Applied Climatology, Anaheim, California. https://www.droughtmanagement.info/literature/AMS_Relationship_Drought_Frequency_Duration_Time_Scales_1993.pdf
- McKibbin, C. (2023). Decolonising Canadian water governance: lessons from Indigenous case studies. *UCL Open Environ*, 5, e060. <https://doi.org/10.14324/111.444/ucloe.000060>
- McKnight, D. M., Bencala, K. E., Zellweger, G. W., Aiken, G. R., Feder, G. L., & Thorn, K. A. (2002). Sorption of dissolved organic carbon by hydrous aluminum and iron oxides occurring at the confluence of Deer Creek with the Snake River, Summit County, Colorado. *Environmental Science & Technology*, 26(7), 1388-1396. <https://doi.org/10.1021/es00031a017>

- 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. *Limnol. Oceanogr.*, 46(1), 38-48.
- McKnight, D. M., Hood, E., & Klapper, L. (2003). Trace Organic Moieties of Dissolved Organic Material in Natural Waters. Dans S. E. F. a. R. L. Sinsabaugh (édit.), *Aquatic Ecosystems: Interactivity of Dissolved Organic Matte* (p. 71–96). Academic Press.
- McLauchlan, K. K., Higuera, P. E., Miesel, J., Rogers, B. M., Schweitzer, J., Shuman, J. K., . . . Durigan, G. (2020). Fire as a fundamental ecological process: Research advances and frontiers. *Journal of Ecology*, 108(5), 2047-2069. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13403>
- MDDELCC. (2015). *Summary Profile of the Rivière des Outaouais Watershed*. Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. G. d. Québec.
- Meehan, K., Jepson, W., Harris, L. M., Wutich, A., Beresford, M., Fencel, A., . . . Young, S. (2020). Exposing the myths of household water insecurity in the global north: A critical review. *WIREs Water*, 7(6). <https://doi.org/10.1002/wat2.1486>
- Meilleur, C., Kamula, M., Kuzyk, Z. A., & Guéguen, C. (2023). Insights into surface circulation and mixing in James Bay and Hudson Bay from dissolved organic matter optical properties. *Journal of Marine Systems*, 238. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2022.103841>
- Meingast, K. M., Kane, E. S., Marcarelli, A. M., Wagenbrenner, J. W., & Beltrone, V. G. (2023). Seasonal Trends of DOM Character in Soils and Stream Change With Snowmelt Timing. *Water Resources Research*, 59(3). <https://doi.org/10.1029/2022wr032014>
- MELCCFP. (2025). *The Water Withdrawal and Protection Regulation (Regulation amending the WWPR)*. [https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/prelevements/reglement-prelevement-protection/index-en.htm#:~:text=The%20Water%20Withdrawal%20and%20Protection,\(Regulation%20amending%20the%20WWPR\)](https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/prelevements/reglement-prelevement-protection/index-en.htm#:~:text=The%20Water%20Withdrawal%20and%20Protection,(Regulation%20amending%20the%20WWPR)).
- MELCCFP. (2026). *Réseau de surveillance volontaire des lacs (RSVL)*. Gouvernement du Québec. https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/suivi_mil-aqua/qual_eau-rivieres.htm
- Menendez, A., & Tzortziou, M. (2024). Driving factors of colored dissolved organic matter dynamics across a complex urbanized estuary. *Sci Total Environ*, 921, 171083. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171083>
- Menendez, A., Tzortziou, M., Neale, P., Megonigal, P., Powers, L., Schmitt-Kopplin, P., & Gonsior, M. (2022). Strong Dynamics in Tidal Marsh DOC Export in Response to Natural Cycles and Episodic Events From Continuous Monitoring. *Journal of*

Geophysical Research: Biogeosciences, 127(7).
<https://doi.org/10.1029/2022jg006863>

- Menzel, A., Jakobi, G., Ahas, R., Scheifinger, H., & Estrella, N. (2003). Variations of the climatological growing season (1951–2000) in Germany compared with other countries. *International Journal of Climatology*, 23(7), 793-812. <https://doi.org/10.1002/joc.915>
- Merel, S., Walker, D., Chicana, R., Snyder, S., Baures, E., & Thomas, O. (2013). State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. *Environ Int*, 59, 303-327. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.06.013>
- Metsämuuronen, S., Sillanpää, M., Bhatnagar, A., & Mänttari, M. (2013). Natural Organic Matter Removal from Drinking Water by Membrane Technology. *Separation & Purification Reviews*, 43(1), 1-61. <https://doi.org/10.1080/15422119.2012.712080>
- Meyer-Jacob, C., Labaj, A. L., Paterson, A. M., Edwards, B. A., Keller, W. B., Cumming, B. F., & Smol, J. P. (2020). Re-browning of Sudbury (Ontario, Canada) lakes now approaches pre-acid deposition lake-water dissolved organic carbon levels. *Sci Total Environ*, 725, 138347. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138347>
- Michalzik, B., Kalbitz, K., Parrk, J.-H., Solinger, S., & Matzner, E. (2001). Fluxes and concentrations of dissolved organic carbon and nitrogen – a synthesis for temperate forests. *Biogeochemistry*, 52, 173-205.
- Michalzik, B., & Matzner, E. (1999). Dynamics of dissolved organic nitrogen and carbon in a Central European Norway spruce ecosystem. *Eur. J. Soil Sci.*, 50, 579-590.
- Miles, J. (2014). R Squared, Adjusted R Squared. Dans T. C. N. Balakrishnan, B. Everitt, W. Piegorsch, F. Ruggeri and J.L. Teugels (édit.), *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*.
- Miller, M. P. (2012). The influence of reservoirs, climate, land use and hydrologic conditions on loads and chemical quality of dissolved organic carbon in the Colorado River. *Water Resources Research*, 48(12). <https://doi.org/10.1029/2012wr012312>
- Miller, M. P., McKnight, D. M., Cory, R. M., Williams, M. W., & Runkel, R. L. (2006). Hyporheic exchange and fulvic acid redox reactions in an Alpine stream/wetland ecosystem, Colorado Front Range. *Environ Sci Technol*, 40(19), 5943-5949. <https://doi.org/10.1021/es060635j>
- Milly, P., Betancourt, J., Falkenmirk, M., Hirsch, R. M., Kundzewicz, Z. W., Lettenmaier, D. P., & Stouffer, R. J. (2008). Stationarity is dead : whither water management? *Science*, 319, 573-574. <https://doi.org/10.1126/science.1151915>
- [#492 est un type de document non défini dans ce style].
- Minor, E. C., Steinbring, C. J., Longnecker, K., & Kujawinski, E. B. (2012). Characterization of dissolved organic matter in Lake Superior and its watershed using ultrahigh resolution mass spectrometry. *Organic Geochemistry*, 43, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2011.11.007>

- Minor, E. C., Swenson, M. M., Mattson, B. M., & Oyler, A. R. (2014). Structural characterization of dissolved organic matter: a review of current techniques for isolation and analysis. *Environ Sci Process Impacts*, 16(9), 2064-2079. <https://doi.org/10.1039/c4em00062e>
- Mitschke, N., Vemulapalli, S. P. B., & Dittmar, T. (2022). NMR spectroscopy of dissolved organic matter: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 21(2), 689-723. <https://doi.org/10.1007/s10311-022-01528-4>
- Monteith, D. T., Stoddard, J. L., Evans, C. D., de Wit, H. A., Forsius, M., Hogasen, T., . . . Vesely, J. (2007). Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature*, 450(7169), 537-540. <https://doi.org/10.1038/nature06316>
- Moody, J. A., & Martin, D. A. (2009). Synthesis of sediment yields after wildland fire in different rainfall regimes in the western United States. *International Journal of Wildland Fire*, 18(1). <https://doi.org/10.1071/wf07162>
- Moody, J. A., Shakesby, R. A., Robichaud, P. R., Cannon, S. H., & Martin, D. A. (2013). Current research issues related to post-wildfire runoff and erosion processes. *Earth-Science Reviews*, 122, 10-37. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2013.03.004>
- Moona, N., Murphy, K. R., Bondelind, M., Bergstedt, O., & Pettersson, T. J. R. (2018). Partial renewal of granular activated carbon biofilters for improved drinking water treatment. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 4(4), 529-538. <https://doi.org/10.1039/c7ew00413c>
- Mopper, K., Stubbins, A., Ritchie, J. D., Bialk, H. M., & Hatcher, P. G. (2007). Advanced instrumental approaches for characterization of marine dissolved organic matter: extraction techniques, mass spectrometry, and nuclear magnetic resonance spectroscopy. *Chem Rev*, 107(2), 419-442. <https://doi.org/10.1021/cr050359b>
- Moran, M. A., Sheldon, W. M., & Zepp, R. G. (2000). Carbon loss and optical property changes during long-term photochemical and biological degradation of estuarine dissolved organic matter. *Limnology and Oceanography*, 45(6), 1254-1264. <https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.6.1254>
- Moriarty, P. E., Hodgson, E. E., Froehlich, H. E., Hennessey, S. M., Marshall, K. N., Oken, K. L., . . . Stawitz, C. C. (2018). The need for validation of ecological indices. *Ecological Indicators*, 84, 546-552. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.028>
- Morrison, P. H. (2007). *Roads and Wildfires*. Pacific Biodiversity Institute. https://www.pacificbio.org/publications/wildfire_studies/Roads_And_Wildfires_2007.pdf
- Mosher, J. J., Kaplan, L. A., Podgorski, D. C., McKenna, A. M., & Marshall, A. G. (2015). Longitudinal shifts in dissolved organic matter chemogeography and chemodiversity within headwater streams: a river continuum reprise. *Biogeochemistry*, 124(1-3), 371-385. <https://doi.org/10.1007/s10533-015-0103-6>
- Mostofa, K. M. G., Liu, C.-q., Mottaleb, M. A., Wan, G., Ogawa, H., Vione, D., . . . Wu, F. (2013). Dissolved Organic Matter in Natural Waters. Dans *Photobiogeochemistry of Organic Matter* (p. 1-137).

[#520 est un type de document non défini dans ce style].

- Muellner, M. G., Wagner, E. D., McCalla, K., Richardson, S. D., Woo, Y.-T., & Plewa, M. J. (2006). Haloacetonitriles vs. Regulated Haloacetic Acids: Are Nitrogen-Containing DBPs More Toxic? *Environmental Science & Technology*, 41(2).
- Murphy, K. R., Butler, K. D., Spencer, R. G., Stedmon, C. A., Boehme, J. R., & Aiken, G. R. (2010). Measurement of dissolved organic matter fluorescence in aquatic environments: an interlaboratory comparison. *Environ Sci Technol*, 44(24), 9405-9412. <https://doi.org/10.1021/es102362t>
- Murphy, K. R., Hambly, A., Singh, S., Henderson, R. K., Baker, A., Stuetz, R., & Khan, S. J. (2011). Organic Matter Fluorescence in Municipal Water Recycling Schemes: Toward a Unified PARAFAC Model. *Environmental Science & Technology*, 45(7), 2909-2916. <https://doi.org/10.1021/es103015e>
- Murphy, K. R., Stedmon, C. A., Graeber, D., & Bro, R. (2013). Fluorescence spectroscopy and multi-way techniques. PARAFAC. *Analytical Methods*, 5(23). <https://doi.org/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. *Anal. Methods*, 6(3), 658-661. <https://doi.org/10.1039/c3ay41935e>
- Murphy, S. F., Writer, J. H., McCleskey, R. B., & Martin, D. A. (2015). The role of precipitation type, intensity, and spatial distribution in source water quality after wildfire. *Environmental Research Letters*, 10(8). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/8/084007>

[#493 est un type de document non défini dans ce style].

- Neal, C., Lofts, S., Evans, C. D., Reynolds, B., Tipping, E., & Neal, M. (2008). Increasing Iron Concentrations in UK Upland Waters. *Aquatic Geochemistry*, 14(3), 263-288. <https://doi.org/10.1007/s10498-008-9036-1>
- Neary, D. G., Ryan, K. C., & DeBano, L. F. (2005). Wildland fire in ecosystems, effects of fire on soil and water. *Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol.4*. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 250 p. <https://doi.org/10.2737/rmrs-gtr-42-v4>
- Neary, G. D., Klopatek, C. C., DeBano, L. F., & Ffolliott, P. F. (1999). Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management*, 122, 51-71.
- Nebbioso, A., & Piccolo, A. (2013). Molecular characterization of dissolved organic matter (DOM): a critical review. *Anal Bioanal Chem*, 405(1), 109-124. <https://doi.org/10.1007/s00216-012-6363-2>
- Neris, J., Santin, C., Lew, R., Robichaud, P. R., Elliot, W. J., Lewis, S. A., . . . Doerr, S. H. (2021). Designing tools to predict and mitigate impacts on water quality following the Australian 2019/2020 wildfires: Insights from Sydney's largest water supply catchment. *Integr Environ Assess Manag*, 17(6), 1151-1161. <https://doi.org/10.1002/ieam.4406>

- Newton, R. M., Weintraub, J., & April, R. (1987). The relationship between surface water chemistry and geology in the North Branch of the Moose River. *Biogeochemistry*, 3(1-3), 21-35. <https://doi.org/10.1007/bf02185183>
- Nguyen, H. V., Shin, J. K., & Hur, J. (2011). Multivariate analysis for spatial distribution of dissolved organic matters in a large river-type dam reservoir. *Environ Monit Assess*, 183(1-4), 425-436. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-1930-0>
- Nguyen, H. V., Tak, S., Hur, J., & Shin, H. S. (2023). Fluorescence spectroscopy in the detection and management of disinfection by-product precursors in drinking water treatment processes: A review. *Chemosphere*, 343, 140269. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140269>
- Nieminen, M., Sarkkola, S., & Laurén, A. (2017). Impacts of forest harvesting on nutrient, sediment and dissolved organic carbon exports from drained peatlands: A literature review, synthesis and suggestions for the future. *Forest Ecology and Management*, 392, 13-20. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.02.046>
- Nikolakis, W., Schepens, G., Stephens, S. L., Ross, R. M., & Hankins, D. L. (2025). A tale of two fire systems: indigenous fire stewardship in British Columbia and California. *Fire Ecology*, 21(1). <https://doi.org/10.1186/s42408-025-00399-8>
- Nordén, U. (1994). Leaf litterfall concentrations and fluxes of elements in deciduous tree species. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 9(1-4), 9-16. <https://doi.org/10.1080/02827589409382807>
- O'Donnell, J. A., Aiken, G. R., Kane, E. S., & Jones, J. B. (2010). Source water controls on the character and origin of dissolved organic matter in streams of the Yukon River basin, Alaska. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 115(G3). <https://doi.org/10.1029/2009jg001153>
- Ogner, G., & Schnitzer, M. (1970). Humic substances: fulvic acid-dialkyl phthalate complexes and their role in pollution. *Science*, 170(3955), 317-318. <https://doi.org/10.1126/science.170.3955.317>
- Ogner, G., & Schnitzer, M. (1971). Chemistry of Fulvic Acid, a Soil Humic Fraction, and its Relation to Lignin. *Canadian Journal of Chemistry*, 49(346), 1053-1063.
- OHCHR. (2010). *Office of the United Nations High Commissioner for human rights and the right to water and sanitation*. United Nations. <https://www.ohchr.org/en/water-and-sanitation/about-water-and-sanitation#:~:text=Access%20to%20safe%20drinking%20water,Economic%20Social%20and%20Cultural>
- Ohno, T. (2002). Fluorescence inner-filtering correction for determining the humification index of dissolved organic matter. *Environ Sci Technol*, 36(4), 742-746. <https://doi.org/10.1021/es0155276>
- Olden, J. D., & Naiman, R. J. (2009). Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology*, 55(1), 86-107. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02179.x>

- Opsahl, S., & Benner, R. (1997). Distribution and cycling of terrigenous dissolved organic matter in the ocean. *Nature*, 386(6624), 480-482. <https://doi.org/10.1038/386480a0>
- ORK. (2024). *Ottawa River Watershed Report Card*. Ottawa Riverkeeper.
- Orlova, J., Amiri, F., Bourgeois, A. K., Buttle, J. M., Cherlet, E., Cuss, C. W., . . . Olefeldt, D. (2024). Composition of Stream Dissolved Organic Matter Across Canadian Forested Ecozones Varies in Three Dimensions Linked to Landscape and Climate. *Water Resources Research*, 60(5). <https://doi.org/10.1029/2023wr035196>
- ORRPB. (2026). *The Ottawa River Basin and Its Reservoirs*. Ottawa River Regulation Planning Board. <https://ottawariver.ca/about-us/what-we-do/the-ottawa-river-basin-and-its-reservoirs/>
- Otto, A., & Simpson, M. J. (2005). Degradation and Preservation of Vascular Plant-derived Biomarkers in Grassland and Forest Soils from Western Canada. *Biogeochemistry*, 74(3), 377-409. <https://doi.org/10.1007/s10533-004-5834-8>
- OURANOS. (2015). *Vers l'adaptation. Synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec. Partie 1 : Évolution climatiques au Québec*.
- [#497 est un type de document non défini dans ce style].
- Ozaki, N., Fukushima, T., Harasawa, H., Kojiri, T., Kawashima, K., & Ono, M. (2003). Statistical analyses on the effects of air temperature fluctuations on river water qualities. *Hydrological Processes*, 17(14), 2837-2853. <https://doi.org/10.1002/hyp.1437>
- Pagé, Y. L., Cequean, A., & Caillé, A. (1972). *Étude de la qualité des eaux– Rivière des Prairies, Rivière des Mille-Iles, Lac des Deux-Montagne*. Service de protection de l'environnement. Institut national de la recherche scientifique (INRS).
- Palmer, W. C. (1965). Meteorological drought. *U.S. weather bureau research paper 45*, 55 pp.
- Parisien, M. A., Barber, Q. E., Hirsch, K. G., Stockdale, C. A., Erni, S., Wang, X., . . . Parks, S. A. (2020). Fire deficit increases wildfire risk for many communities in the Canadian boreal forest. *Nat Commun*, 11(1), 2121. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-15961-y>
- Park, H. K., Byeon, M. S., Shin, Y. N., & Jung, D. I. (2009). Sources and spatial and temporal characteristics of organic carbon in two large reservoirs with contrasting hydrologic characteristics. *Water Resources Research*, 45(11). <https://doi.org/10.1029/2009wr008043>
- Patrick, R. J. (2011). Uneven access to safe drinking water for First Nations in Canada: connecting health and place through source water protection. *Health Place*, 17(1), 386-389. <https://doi.org/10.1016/j.healthplace.2010.10.005>
- Pausas, J. G., & Keeley, J. E. (2019). Wildfires as an ecosystem service. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(5), 289-295. <https://doi.org/10.1002/fee.2044>

- Pelletier, F., Cardille, J. A., Wulder, M. A., White, J. C., & Hermosilla, T. (2024). Revisiting the 2023 wildfire season in Canada. *Science of Remote Sensing*, 10. <https://doi.org/10.1016/j.srs.2024.100145>
- Pernet-Coudrier, B., Clouzot, L., Varrault, G., Tusseau-Vuillemin, M. H., Verger, A., & Mouchel, J. M. (2008). Dissolved organic matter from treated effluent of a major wastewater treatment plant: characterization and influence on copper toxicity. *Chemosphere*, 73(4), 593-599. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.05.064>
- Perry, W. B., Ahmadian, R., Munday, M., Jones, O., Ormerod, S. J., & Durance, I. (2024). Addressing the challenges of combined sewer overflows. *Environ Pollut*, 343, 123225. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.123225>
- Peuravuori, J., & Pihlaja, K. (1997). Molecular size distribution and spectroscopic properties of aquatic humic substances. *Analytica Chimica Acta*, 337(2), 133-149. [https://doi.org/10.1016/s0003-2670\(96\)00412-6](https://doi.org/10.1016/s0003-2670(96)00412-6)
- Pifer, A. D., & Fairey, J. L. (2012). Improving on SUVA 254 using fluorescence-PARAFAC analysis and asymmetric flow-field flow fractionation for assessing disinfection byproduct formation and control. *Water Res*, 46(9), 2927-2936. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.03.002>
- Poon, P. K., & Kinoshita, A. M. (2018). Spatial and temporal evapotranspiration trends after wildfire in semi-arid landscapes. *Journal of Hydrology*, 559, 71-83. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.02.023>
- Prichard, S. J., Hessburg, P. F., Hagmann, R. K., Povak, N. A., Dobrowski, S. Z., Hurteau, M. D., . . . Khatri-Chhetri, P. (2021). Adapting western North American forests to climate change and wildfires: 10 common questions. *Ecol Appl*, 31(8), e02433. <https://doi.org/10.1002/eap.2433>
- Qu, Y., & Zhuang, Q. (2019). Evapotranspiration in North America: implications for water resources in a changing climate. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 25(2), 205-220. <https://doi.org/10.1007/s11027-019-09865-6>
- Qualls, R. (2000). Comparison of the behavior of soluble organic and inorganic nutrients in forest soils. *Forest Ecology and Management* 138, 138(2000), 29-50.
- 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(4), 1112-1123.
- Queimalinos, C., Reissig, M., Perez, G. L., Soto Cardenas, C., Gereá, M., Garcia, P. E., . . . Dieguez, M. C. (2019). Linking landscape heterogeneity with lake dissolved organic matter properties assessed through absorbance and fluorescence spectroscopy: Spatial and seasonal patterns in temperate lakes of Southern Andes (Patagonia, Argentina). *Sci Total Environ*, 686, 223-235. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.396>
- Quinn, F. H. (1992). Hydraulic Residence Times for the Laurentian Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research*, 18(1), 22-28. [https://doi.org/10.1016/s0380-1330\(92\)71271-4](https://doi.org/10.1016/s0380-1330(92)71271-4)

- Rasse, D. P., Rumpel, C., & Dignac, M.-F. (2005). Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant and Soil*, 269(1-2), 341-356. <https://doi.org/10.1007/s11104-004-0907-y>
- Raymond, P. A., & Bauer, J. E. (2001). Use of ^{14}C and ^{13}C natural abundances for evaluating riverine, estuarine, and coastal DOC and POC sources and cycling: a review and synthesis. *Organic Geochemistry*, 32, 469-485.
- Raymond, P. A., Saiers, J. E., & Sobczak, W. V. (2016). Hydrological and biogeochemical controls on watershed dissolved organic matter transport: pulse-shunt concept. *Ecology*, 97(1), 5-16. <https://doi.org/10.1890/14-1684.1>
- Reckhow, D. A., Singer, P. C., & Malcolm, R. L. (2002). Chlorination of humic materials: byproduct formation and chemical interpretations. *Environmental Science & Technology*, 24(11), 1655-1664. <https://doi.org/10.1021/es00081a005>
- Redden, D., Trueman, B. F., Dunnington, D. W., Anderson, L. E., & Gagnon, G. A. (2021). Chemical recovery and browning of Nova Scotia surface waters in response to declining acid deposition. *Environ Sci Process Impacts*, 23(3), 446-456. <https://doi.org/10.1039/d0em00425a>
- Reddythota, D., Leveque, B., Shyaka, A. I., Ndong, M., Kammoun, R., Burnet, J.-B., . . . Bichai, F. (2025). Vulnerability assessment of drinking water intakes to microbial contamination during combined sewer overflows under global change: A bottom-up approach. *PLOS Water*, 4(5). <https://doi.org/10.1371/journal.pwat.0000352>
- Reynolds, C. S. (2000). Hydroecology of river plankton: the role of variability in channel flow. *Hydrological Processes*, 14(16-17), 3119-3132. [https://doi.org/10.1002/1099-1085\(200011/12\)14:16/17<3119::Aid-hyp137>3.0.Co;2-6](https://doi.org/10.1002/1099-1085(200011/12)14:16/17<3119::Aid-hyp137>3.0.Co;2-6)
- Reynolds, C. S. (2006). *Ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press.
- Robertson, S. A., Mason, S. L., Hack, E., & Abbott, G. D. (2008). A comparison of lignin oxidation, enzymatic activity and fungal growth during white-rot decay of wheat straw. *Organic Geochemistry*, 39(8), 945-951. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2008.03.017>
- Robeson, S. M. (2002). Increasing Growing-Season Length in Illinois during the 20th Century. *Climatic Change*, 52(1-2), 219-238. <https://doi.org/10.1023/a:1013088011223>
- Robichaud, P. J. L., & Padowski, J. C. (2023). Drinking water under fire: Water utilities' vulnerability to wildfires in the Pacific Northwest. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 60(2), 590-602. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.13174>
- Robinne, F.-N., Bladon, K. D., Miller, C., Parisien, M.-A., Mathieu, J., & Flannigan, M. D. (2018). A spatial evaluation of global wildfire-water risks to human and natural systems. *Science of the Total Environment*, 610-611, 1193-1206. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.112>

- Robinne, F.-N., Bladon, K. D., Silins, U., Emelko, M. B., Flannigan, M. D., Parisien, M.-A., . . . Dupont, D. P. (2019). A Regional-Scale Index for Assessing the Exposure of Drinking-Water Sources to Wildfires. *Forests*, 10(5). <https://doi.org/10.3390/f10050384>
- Robinne, F. N., Hallema, D. W., Bladon, K. D., & Buttle, J. M. (2020). Wildfire impacts on hydrologic ecosystem services in North American high-latitude forests: A scoping review. *Journal of Hydrology*, 581. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124360>
- Robinne, F. N., Hallema, D. W., Bladon, K. D., Flannigan, M. D., Boisrame, G., Brethaut, C. M., . . . Wei, Y. (2021). Scientists' warning on extreme wildfire risks to water supply. *Hydrol Process*, 35(5), e14086. <https://doi.org/10.1002/hyp.14086>
- Rodriguez, F. J., Schlenger, P., & Garcia-Valverde, M. (2016). Monitoring changes in the structure and properties of humic substances following ozonation using UV-Vis, FTIR and (1)H NMR techniques. *Sci Total Environ*, 541, 623-637. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.127>
- Rogers, B. M., Balch, J. K., Goetz, S. J., Lehmann, C. E. R., & Turetsky, M. (2020). Focus on changing fire regimes: interactions with climate, ecosystems, and society. *Environmental Research Letters*, 15(3). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab6d3a>
- Romera-Castillo, C., Sarmiento, H., Alvarez-Salgado, X. A., Gasol, J. M., & Marrase, C. (2011). Net production and consumption of fluorescent colored dissolved organic matter by natural bacterial assemblages growing on marine phytoplankton exudates. *Appl Environ Microbiol*, 77(21), 7490-7498. <https://doi.org/10.1128/AEM.00200-11>
- Romero González-Quijano, C., Herrero Ortega, S., Casper, P., Gessner, M. O., & Singer, G. A. (2022). Dissolved organic matter signatures in urban surface waters: spatio-temporal patterns and drivers. *Biogeosciences*, 19(11), 2841-2853. <https://doi.org/10.5194/bg-19-2841-2022>
- Rose, L. A., Karwan, D. L., & Dymond, S. (2023). Variation in riverine dissolved organic matter (DOM) optical quality during snowmelt- and rainfall-driven events in a forested wetland watershed. *Journal of Hydrology*, 617. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128988>
- Rowe, J. S., & Scotter, G. W. (1973). Fire in the Boreal Forest. *Quaternary Research*, 3(3), 444-464. [https://doi.org/10.1016/0033-5894\(73\)90008-2](https://doi.org/10.1016/0033-5894(73)90008-2)
- Ruan, K., Zhao, S., Jiang, X., Li, Y., Fei, J., Ou, D., . . . Xia, J. (2022). A 3D Fluorescence Classification and Component Prediction Method Based on VGG Convolutional Neural Network and PARAFAC Analysis Method. *Applied Sciences*, 12(10). <https://doi.org/10.3390/app12104886>
- Rust, A. J., Hogue, T. S., Saxe, S., & McCray, J. (2018). Post-fire water-quality response in the western United States. *International Journal of Wildland Fire*, 27(3). <https://doi.org/10.1071/wf17115>
- Rykiel, E. J. (1996). Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecological Modelling*, 90(3), 229-244. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(95\)00152-2](https://doi.org/10.1016/0304-3800(95)00152-2)

- Sandron, S., Rojas, A., Wilson, R., Davies, N. W., Haddad, P. R., Shellie, R. A., . . . Paull, B. (2015). Chromatographic methods for the isolation, separation and characterisation of dissolved organic matter. *Environ Sci Process Impacts*, 17(9), 1531-1567. <https://doi.org/10.1039/c5em00223k>
- Santana, L. M., Moraes, M. E., Silva, D. M., & Ferragut, C. (2016). Spatial and temporal variation of phytoplankton in a tropical eutrophic river. *Braz J Biol*, 76(3), 600-610. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.18914>
- Sarathy, V., & Allen, H. E. (2005). Copper complexation by dissolved organic matter from surface water and wastewater effluent. *Ecotoxicol Environ Saf*, 61(3), 337-344. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.01.006>
- Schnitzer, M. (1978). Chapter 1 Humic Substances: Chemistry and Reactions. Dans M. Schnitzer, Kahn, S.U., Eds. (édit.), *Soil Organic Matter* (vol. pp. 1-64, p. 1-64). Elsevier.
- Schwesig, D., Kalbitz, K., & Matzner, E. (2003). Mineralization of dissolved organic carbon in mineral soil solution of two forest soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 166, 585-593. <https://doi.org/10.1002/jpln.200321103>
- Sebestyen, S. D., Boyer, E. W., Shanley, J. B., Kendall, C., Doctor, D. H., Aiken, G. R., & Ohte, N. (2008). Sources, transformations, and hydrological processes that control stream nitrate and dissolved organic matter concentrations during snowmelt in an upland forest. *Water Resources Research*, 44(12). <https://doi.org/10.1029/2008wr006983>
- Seglenieks, F., & Temgoua, A. (2022). Future water levels of the Great Lakes under 1.5 °C to 3 °C warmer climates. *Journal of Great Lakes Research*, 48(4), 865-875. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2022.05.012>
- Seidel, M., Vemulapalli, S. P. B., Mathieu, D., & Dittmar, T. (2022). Marine Dissolved Organic Matter Shares Thousands of Molecular Formulae Yet Differs Structurally across Major Water Masses. *Environ Sci Technol*, 56(6), 3758-3769. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04566>
- Semenov, S. M., Yasukevich, V. V., & Gelfer, E. S. (2006). *Identification of climatogenic changes*. Publishing Centre “Meteorology and Hydrology”.
- Senar, O. E., Creed, I. F., Strandberg, U., & Arts, M. T. (2019). Browning reduces the availability—but not the transfer—of essential fatty acids in temperate lakes. *Freshwater Biology*, 64(12), 2107-2119. <https://doi.org/10.1111/fwb.13399>
- Senar, O. E., Creed, I. F., & Trick, C. G. (2021). Lake browning may fuel phytoplankton biomass and trigger shifts in phytoplankton communities in temperate lakes. *Aquatic Sciences*, 83(2). <https://doi.org/10.1007/s00027-021-00780-0>
- Seneviratne, S. I., Nicholls, N., Easterling, D., Goodess, C. M., Kanae, S., Kossin, J., . . . Zhang, X. (2012). Changes in Climate Extremes and their Impacts on the Natural Physical Environment. Dans *Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation* [Field, C.B., V. Barros, T.F. Stocker, D. Qin, D.J. Dokken, K.L. Ebi, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, G.-K. Plattner, S.K. Allen, M. Tignor, and P.M. Midgley (eds.)]. *A Special Report of Working Groups I*

- and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (p. pp. 109-230). Cambridge University Press.
- Shah, A. D., & Mitch, W. A. (2012). Halonitroalkanes, halonitriles, haloamides, and N-nitrosamines: a critical review of nitrogenous disinfection byproduct formation pathways. *Environ Sci Technol*, 46(1), 119-131. <https://doi.org/10.1021/es203312s>
- Shah, N. W., Baillie, B. R., Bishop, K., Ferraz, S., Högbom, L., & Nettles, J. (2022). The effects of forest management on water quality. *Forest Ecology and Management*, 522. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120397>
- Shakesby, R., & Doerr, S. (2006). Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth-Science Reviews*, 74(3-4), 269-307. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2005.10.006>
- Sharp, E. L., Jarvis, P., Parsons, S. A., & Jefferson, B. (2006). Impact of fractional character on the coagulation of NOM. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 286(1-3), 104-111. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2006.03.009>
- Sharp, E. L., Parsons, S. A., & Jefferson, B. (2006). Seasonal variations in natural organic matter and its impact on coagulation in water treatment. *Sci Total Environ*, 363(1-3), 183-194. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.05.032>
- Sheffield, J., Wood, E. F., & Roderick, M. L. (2012). Little change in global drought over the past 60 years. *Nature*, 491(7424), 435-438. <https://doi.org/10.1038/nature11575>
- Shevchenko, S. M., & Bailey, G. W. (1996). Life after death: Lignin-humic relationships reexamined. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 26(2), 95-153. <https://doi.org/10.1080/10643389609388488>
- Sholkovitz, E. R. (1976). Flocculation of dissolved organic and inorganic matter during the mixing of river water and seawater. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 40(7), 831-845. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(76\)90035-1](https://doi.org/10.1016/0016-7037(76)90035-1)
- Shousha, S., Maranger, R., & Lapierre, J.-F. (2022). Contrasting seasons and land uses alter riverine dissolved organic matter composition. *Biogeochemistry*, 161(2), 207-226. <https://doi.org/10.1007/s10533-022-00979-9>
- Shrestha, N. K., & Seglenieks, F. (2026). The Hydroclimate of the Ottawa River Basin Under Climate Change. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 62(1). <https://doi.org/10.1111/1752-1688.70082>
- Shutova, Y., Baker, A., Bridgeman, J., & Henderson, R. K. (2014). Spectroscopic characterisation of dissolved organic matter changes in drinking water treatment: From PARAFAC analysis to online monitoring wavelengths. *Water Res*, 54, 159-169. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.01.053>
- Sil, Â., Azevedo, J. C., Fernandes, P. M., Regos, A., Vaz, A. S., & Honrado, J. P. (2019). (Wild)fire is not an ecosystem service. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(8), 429-430. <https://doi.org/10.1002/fee.2106>

- Sillanpaa, M., Ncibi, M. C., & Matilainen, A. (2018). Advanced oxidation processes for the removal of natural organic matter from drinking water sources: A comprehensive review. *J Environ Manage*, 208, 56-76. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.12.009>
- Sillanpaa, M., Ncibi, M. C., Matilainen, A., & Vepsäläinen, M. (2018). Removal of natural organic matter in drinking water treatment by coagulation: A comprehensive review. *Chemosphere*, 190, 54-71. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.09.113>
- Sillmann, J., Kharin, V. V., Zwiers, F. W., Zhang, X., & Bronaugh, D. (2013). Climate extremes indices in the CMIP5 multimodel ensemble: Part 2. Future climate projections. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 118(6), 2473-2493. <https://doi.org/10.1002/jgrd.50188>
- Singh, M. C., Satpute, S., & Prasad, V. (2023). Remote sensing and GIS-based watershed prioritization for land and water conservation planning and management. *Water Sci Technol*, 88(1), 233-265. <https://doi.org/10.2166/wst.2023.207>
- Singh, S., Inamdar, S., Mitchell, M., & McHale, P. (2013). Seasonal pattern of dissolved organic matter (DOM) in watershed sources: influence of hydrologic flow paths and autumn leaf fall. *Biogeochemistry*, 118(1-3), 321-337. <https://doi.org/10.1007/s10533-013-9934-1>
- Sipler, R. E., & Bronk, D. A. (2015). Dynamics of Dissolved Organic Nitrogen. Dans *Biogeochemistry of Marine Dissolved Organic Matter* (p. 127-232).
- Skerlep, M., Steiner, E., Axelsson, A. L., & Kritzberg, E. S. (2020). Afforestation driving long-term surface water browning. *Glob Chang Biol*, 26(3), 1390-1399. <https://doi.org/10.1111/gcb.14891>
- Smith, H. G., Sheridan, G. J., Lane, P. N. J., Nyman, P., & Haydon, S. (2011). Wildfire effects on water quality in forest catchments: A review with implications for water supply. *Journal of Hydrology*, 396(1-2), 170-192. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.10.043>
- Sobek, S., Tranvik, L. J., Prairie, Y. T., Kortelainen, P., & Cole, J. J. (2007). Patterns and regulation of dissolved organic carbon: An analysis of 7,500 widely distributed lakes. *Limnology and Oceanography*, 52(3), 1208-1219. <https://doi.org/10.4319/lo.2007.52.3.1208>
- Soil Survey Staff. (2014). *Keys to soil taxonomy* (12e éd.).
- Son, J.-H., Kim, S., & Carlson, K. H. (2015). Effects of wildfire on river water quality and riverbed sediment phosphorus. *Water, Air, and Soil Pollution*, 226(3). <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2269-2>
- Song, F., Wu, F., Xing, B., Li, T., Feng, W., Giesy, J. P., . . . Bai, Y. (2018). Protonation-dependent heterogeneity in fluorescent binding sites in sub-fractions of fulvic acid using principle component analysis and two-dimensional correlation spectroscopy. *Sci Total Environ*, 616-617, 1279-1287. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.190>

- SOPFEU. (2020). *Comment calcule-t-on le danger d'incendie*. <https://sopfeu.qc.ca/comment-calcule-t-on-le-danger-d'incendie/>
- Spencer, R. G. M., Aiken, G. R., Butler, K. D., Dornblaser, M. M., Striegl, R. G., & Hernes, P. J. (2009). Utilizing chromophoric dissolved organic matter measurements to derive export and reactivity of dissolved organic carbon exported to the Arctic Ocean: A case study of the Yukon River, Alaska. *Geophysical Research Letters*, 36(6). <https://doi.org/10.1029/2008gl036831>
- Spencer, R. G. M., Aiken, G. R., Wickland, K. P., Striegl, R. G., & Hernes, P. J. (2008). Seasonal and spatial variability in dissolved organic matter quantity and composition from the Yukon River basin, Alaska. *Global Biogeochemical Cycles*, 22(4). <https://doi.org/10.1029/2008gb003231>
- Spencer, R. G. M., Mann, P. J., Dittmar, T., Eglinton, T. I., McIntyre, C., Holmes, R. M., . . . Stubbins, A. (2015). Detecting the signature of permafrost thaw in Arctic rivers. *Geophysical Research Letters*, 42(8), 2830-2835. <https://doi.org/10.1002/2015gl063498>
- Speth, T. F., Summers, R. S., & Gusses, A. M. (1998). Nanofiltration Foullants from a Treated Surface Water. *Environmental Science & Technology*, 32(22), 3612-3617. <https://doi.org/10.1021/es9800434>
- Sposito, G. (2004). *The surface chemistry of natural particles*.
- Srinivasan, R., & Sorial, G. A. (2011). Treatment of taste and odor causing compounds 2-methyl isoborneol and geosmin in drinking water: a critical review. *J Environ Sci (China)*, 23(1), 1-13. [https://doi.org/10.1016/s1001-0742\(10\)60367-1](https://doi.org/10.1016/s1001-0742(10)60367-1)
- [#499 est un type de document non défini dans ce style].
- Stedmon, C. A., & Bro, R. (2008). Characterizing dissolved organic matter fluorescence with parallel factor analysis: a tutorial. *Limnology and Oceanography: Methods*, 6(11), 572-579. <https://doi.org/10.4319/lom.2008.6.572>
- Stedmon, C. A., & Markager, S. (2005a). Resolving the variability in dissolved organic matter fluorescence in a temperate estuary and its catchment using PARAFAC analysis. *Limnology and Oceanography*, 50(2), 686-697. <https://doi.org/10.4319/lo.2005.50.2.0686>
- Stedmon, C. A., & Markager, S. (2005b). Tracing the production and degradation of autochthonous fractions of dissolved organic matter by fluorescence analysis. *Limnology and Oceanography*, 50(5), 1415-1426. <https://doi.org/10.4319/lo.2005.50.5.1415>
- Stedmon, C. A., Markager, S., & Bro, R. (2003). Tracing dissolved organic matter in aquatic environments using a new approach to fluorescence spectroscopy. *Marine Chemistry*, 82(3-4), 239-254. [https://doi.org/10.1016/s0304-4203\(03\)00072-0](https://doi.org/10.1016/s0304-4203(03)00072-0)
- Sterling, S. M., MacLeod, S., Rotteveel, L., Hart, K., Clair, T. A., Halfyard, E. A., & O'Brien, N. L. (2020). Ionic aluminium concentrations exceed thresholds for aquatic health in Nova Scotian rivers, even during conditions of high dissolved

- organic carbon and low flow. *Hydrology and Earth System Sciences*, 24(10), 4763-4775. <https://doi.org/10.5194/hess-24-4763-2020>
- Stevenson, F. J. (1982). *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions* (second edition éd.).
- Stubbins, A., Lapierre, J. F., Berggren, M., Prairie, Y. T., Dittmar, T., & del Giorgio, P. A. (2014). What's in an EEM? Molecular signatures associated with dissolved organic fluorescence in boreal Canada. *Environ Sci Technol*, 48(18), 10598-10606. <https://doi.org/10.1021/es502086e>
- Swift, M. J., Heal, O. W., & Anderson, J. M. (1979). *Decomposition in Terrestrial Ecosystems*.
- Swinamer, R., Anderson, L. E., Redden, D., Bjorndahl, P., Campbell, J., Krkosek, W. H., & Gagnon, G. A. (2024). Climate-Driven Increases in Source Water Natural Organic Matter: Implications for the Sustainability of Drinking Water Treatment. *Environ Sci Technol*, 58(27), 11958-11969. <https://doi.org/10.1021/acs.est.4c01894>
- Syphard, A. D., & Keeley, J. E. (2020). Mapping fire regime ecoregions in California. *International Journal of Wildland Fire*, 29(7). <https://doi.org/10.1071/wf19136>
- Tadeu, C. M. O., Brandão, L. P. M., Bezerra-Neto, J. F., Pujoni, D. G. F., & Barbosa, F. A. R. (2021). Photodegradation of autochthonous and allochthonous dissolved organic matter in a natural tropical lake. *Limnologica*, 87. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2020.125846>
- Tam, B. Y., Szeto, K., Bonsal, B., Flato, G., Cannon, A. J., & Rong, R. (2018). CMIP5 drought projections in Canada based on the Standardized Precipitation Evapotranspiration Index. *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques*, 44(1), 90-107. <https://doi.org/10.1080/07011784.2018.1537812>
- Tan, X., & Gan, T. Y. (2015). Contribution of human and climate change impacts to changes in streamflow of Canada. *Scientific Reports*, 5(1). <https://doi.org/10.1038/srep17767>
- Terry, L. G., & Summers, R. S. (2018). Biodegradable organic matter and rapid-rate biofilter performance: A review. *Water Res*, 128, 234-245. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.09.048>
- Thomas, J. L., Polashenski, C. M., Soja, A. J., Marelle, L., Casey, K. A., Choi, H. D., . . . Dibb, J. E. (2017). Quantifying black carbon deposition over the Greenland ice sheet from forest fires in Canada. *Geophysical Research Letters*, 44(15), 7965-7974. <https://doi.org/10.1002/2017gl073701>
- Thornton, D. C. O. (2014). Dissolved organic matter (DOM) release by phytoplankton in the contemporary and future ocean. *European Journal of Phycology*, 49(1), 20-46. <https://doi.org/10.1080/09670262.2013.875596>
- Thurman, E. M. (1985). *Organic geochemistry of natural waters* (1ste éd.). Springer Dordrecht.

- Thurton, D. (2017). Fort McMurray seeing big spike in water-treatment costs. *Can. Broadcast. Corp.* <https://www.cbc.ca/news/canada/edmonton/fort-mcmurray-wildfire-water-treatment-costs-contaminants-1.3973249>
- Tiwari, T., Laudon, H., Beven, K., & Ågren, A. M. (2014). Downstream changes in DOC: Inferring contributions in the face of model uncertainties. *Water Resources Research*, 50(1), 514-525. <https://doi.org/10.1002/2013wr014275>
- Toming, K., Kotta, J., Uemaa, E., Sobek, S., Kutser, T., & Tranvik, L. J. (2020). Predicting lake dissolved organic carbon at a global scale. *Sci Rep*, 10(1), 8471. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-65010-3>
- Tomperi, J., Isokangas, A., & Ruusunen, M. (2025). Practical data-based modelling approach for estimating river water turbidity and total organic carbon. *Environ Technol*, 46(23), 4624-4640. <https://doi.org/10.1080/09593330.2025.2516052>
- Tranvik, L. J. (2014). Dystrophy in Freshwater Systems. Dans *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. Elsevier.
- Tripathi, M. P., Panda, R. K., & Raghuwanshi, N. S. (2005). Development of effective management plan for critical subwatersheds using SWAT model. *Hydrological Processes*, 19(3), 809-826. <https://doi.org/10.1002/hyp.5618>
- Twiss, M. R., Brahmstedt, E. S., Cabana, G., & Guillemette, F. (2022). Proliferation of phytoplankton along a 500 km transect of the St. Lawrence River from its outflow at Lake Ontario. *Journal of Great Lakes Research*, 48(2), 336-342. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2022.01.007>
- UNECE. (1979). *Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution*. https://treaties.un.org/Pages/ViewDetails.aspx?src=IND&mtdsg_no=XXVII-1-d&chapter=27&clang=_fr
- Van Stan, J. T., & Stubbins, A. (2018). Tree-DOM: Dissolved organic matter in throughfall and stemflow. *Limnology and Oceanography Letters*, 3(3), 199-214. <https://doi.org/10.1002/lol2.10059>
- Vandenbruwane, J., De Neve, S., Qualls, R. G., Sleutel, S., & Hofman, G. (2007). Comparison of different isotherm models for dissolved organic carbon (DOC) and nitrogen (DON) sorption to mineral soil. *Geoderma*, 139, 144-153. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.01.012>
- Verma, S., & Jayakumar, S. (2012). Impact of forest fire on physical, chemical and biological properties of soil: A review. *Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences*, 2(3), 168-176.
- Vert, M., Doi, Y., Hellwich, K.-H., Hess, M., Hodge, P., Kubisa, P., . . . Schué, F. (2012). Terminology for biorelated polymers and applications (IUPAC Recommendations 2012). *Pure Appl. Chem.*, 84(2), 377-410. <https://doi.org/10.1351/PAC-REC-10-12-04>
- Vicente-Serrano, S. M., Beguería, S., & López-Moreno, J. I. (2010). A Multiscalar Drought Index Sensitive to Global Warming: The Standardized Precipitation

- Evapotranspiration Index. *Journal of Climate*, 23(7), 1696-1718. <https://doi.org/10.1175/2009jcli2909.1>
- Vincent, L. A., & Mekis, É. (2006). Changes in Daily and Extreme Temperature and Precipitation Indices for Canada over the Twentieth Century. *Atmosphere-Ocean*, 44(2), 177-193. <https://doi.org/10.3137/ao.440205>
- Vinebrooke, R. D., & Graham, M. D. (1997). Periphyton assemblages as indicators of recovery in acidified Canadian Shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54(7), 1557-1568. <https://doi.org/10.1139/f97-063>
- Voriskova, J., Brabcova, V., Cajthaml, T., & Baldrian, P. (2013). Seasonal dynamics of fungal communities in a temperate oak forest soil. *New Phytologist*, 201, 269-278. <https://doi.org/10.1111/nph.12481>
- Vose, J. M., Peterson, D. L., & Patel-Weynand, T. (2012). *Effects of climatic variability and change on forest ecosystems: a comprehensive science synthesis for the U.S. forest sector*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- Wade, A. J., Whitehead, P. G., Hornberger, G. M., & Snook, D. L. (2002). On modelling the flow controls on macrophyte and epiphyte dynamics in a lowland permeable catchment: the River Kennet, southern England. *Sci Total Environ*, 282-283, 375-393. [https://doi.org/10.1016/s0048-9697\(01\)00925-1](https://doi.org/10.1016/s0048-9697(01)00925-1)
- Wan, N., Abernathy, M., Tang, J. K.-H., Tang, Y. J., & You, L. (2015). Cyanobacterial photo-driven mixotrophic metabolism and its advantages for biosynthesis. *Frontiers of Chemical Science and Engineering*, 9(3), 308-316. <https://doi.org/10.1007/s11705-015-1521-7>
- Wang, K., Pang, Y., He, C., Li, P., Xiao, S., Sun, Y., . . . He, D. (2019). Optical and molecular signatures of dissolved organic matter in Xiangxi Bay and mainstream of Three Gorges Reservoir, China: Spatial variations and environmental implications. *Sci Total Environ*, 657, 1274-1284. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.117>
- Wang, Z., Huang, S., & Li, D. (2019). Decomposition of cyanobacterial bloom contributes to the formation and distribution of iron-bound phosphorus (Fe-P): Insight for cycling mechanism of internal phosphorus loading. *Sci Total Environ*, 652, 696-708. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.260>
- Wasserman, T. N., & Mueller, S. E. (2023). Climate influences on future fire severity: a synthesis of climate-fire interactions and impacts on fire regimes, high-severity fire, and forests in the western United States. *Fire Ecology*, 19(1). <https://doi.org/10.1186/s42408-023-00200-8>
- Waylen, P., & Woo, M.-K. (1987). Annual low flows generated by mixed processes. *Hydrological Sciences Journal*, 32(3), 317-383. <https://doi.org/10.1080/02626668709491195>
- Weidner, E., & Todd, A. (2011). *From the Forest to the Faucet: Drinking Water and Forests in the US. Method papers*. USDA Forest Service.

- 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. *Environ Sci Technol*, 37(20), 4702-4708. <https://doi.org/10.1021/es030360x>
- Weitere, M., & Arndt, H. (2003). Structure of the heterotrophic flagellate community in the water column of the River Rhine (Germany). *European Journal of Protistology*, 39(3), 287-300. <https://doi.org/10.1078/0932-4739-00913>
- Wen, Z., Shang, Y., Song, K., Liu, G., Hou, J., Lyu, L., . . . He, D. (2022). Composition of dissolved organic matter (DOM) in lakes responds to the trophic state and phytoplankton community succession. *Water Res*, 224, 119073. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119073>
- Wershaw, R. L. (1999). Molecular aggregation of humic substances. *Soil Science*, 164(11), 803-813. <https://doi.org/10.1097/00010694-199911000-00004>
- Westerling, A. L., Hidalgo, H. G., Cayan, D. R., & Swetnam, T. W. (2006). Warming and earlier spring increase western U.S. forest wildfire activity. *Science*, 313(5789), 940-943. <https://doi.org/10.1126/science.1128834>
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology : Lake and river ecosystems* (3rd ed.). Academic Press.
- Weyhenmeyer, G. A., Prairie, Y. T., & Tranvik, L. J. (2014). Browning of boreal freshwaters coupled to carbon-iron interactions along the aquatic continuum. *PLoS One*, 9(2), e88104. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0088104>
- Whitehead, P. G., & Hornberger, G. M. (1984). Modelling algal behaviour in the river thames. *Water Research*, 18(8), 945-953. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(84\)90244-6](https://doi.org/10.1016/0043-1354(84)90244-6)
- Whitman, E., Batllori, E., Parisien, M. A., Miller, C., Coop, J. D., Krawchuk, M. A., . . . Haire, S. L. (2015). The climate space of fire regimes in north-western North America. *Journal of Biogeography*, 42(9), 1736-1749. <https://doi.org/10.1111/jbi.12533>
- Whitty, S. D., Waggoner, D. C., Cory, R. M., Kaplan, L. A., & Hatcher, P. G. (2021). Direct noninvasive (1) H NMR analysis of stream water DOM: Insights into the effects of lyophilization compared with whole water. *Magn Reson Chem*, 59(5), 540-553. <https://doi.org/10.1002/mrc.4935>
- Williams, C., Frost, P. C., Morales-Williams, A. M., Larson, J. H., Richardson, W. B., Chiandret, A. S., & Xenopoulos, M. A. (2016). Human activities cause distinct dissolved organic matter composition across freshwater ecosystems. *Glob Chang Biol*, 22, 613-626. <https://doi.org/10.1111/gcb.13094>
- Williams, C. J., Yamashita, Y., Wilson, H. F., Jaffé, R., & Xenopoulos, M. A. (2010). Unraveling the role of land use and microbial activity in shaping dissolved organic matter characteristics in stream ecosystems. *Limnology and Oceanography*, 55(3), 1159-1171. <https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.3.1159>

- Wilske, C., Herzsprung, P., Lechtenfeld, O. J., Kamjunke, N., & von Tümpling, W. (2020). Photochemically Induced Changes of Dissolved Organic Matter in a Humic-Rich and Forested Stream. *Water*, 12(2). <https://doi.org/10.3390/w12020331>
- Wilson, H. F., & Xenopoulos, M. A. (2009). Effects of agricultural land use on the composition of fluvial dissolved organic matter. *Nature Geoscience*, 2(1), 37-41. <https://doi.org/10.1038/ngeo391>
- Wilson, N. J., & Inkster, J. (2018). Respecting water: Indigenous water governance, ontologies, and the politics of kinship on the ground. *Environment and Planning E: Nature and Space*, 1(4), 516-538. <https://doi.org/10.1177/2514848618789378>
- Wine, M. L., & Cadol, D. (2016). Hydrologic effects of large southwestern USA wildfires significantly increase regional water supply: fact or fiction? *Environmental Research Letters*, 11(8). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/8/085006>
- Wolf, R., Andersen, T., Hessen, D. O., Hylland, K., & Pfrender, M. (2016). The influence of dissolved organic carbon and ultraviolet radiation on the genomic integrity of *Daphnia magna*. *Functional Ecology*, 31(4), 848-855. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12730>
- Woods, S. W., & Balfour, V. N. (2010). The effects of soil texture and ash thickness on the post-fire hydrological response from ash-covered soils. *Journal of Hydrology*, 393(3-4), 274-286. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.08.025>
- Worrall, F., Burt, T., & Shedden, R. (2003). Long term records of riverine dissolved organic matter. *Biogeochemistry*, 64(2), 165-178. <https://doi.org/10.1023/A:1024924216148>
- Wotton, B. M., & Flannigan, M. D. (1993). Length of the fire season in a changing climate. *The Forestry Chronicle*, 69(2), 187-192. <https://doi.org/10.5558/tfc69187-2>
- Wotton, B. M., Martell, D. L., & Logan, K. A. (2003). Climate Change and People-Caused Forest Fire Occurrence in Ontario. *Climatic Change*, 60(3), 275-295. <https://doi.org/10.1023/a:1026075919710>
- Writer, J. H., Hohner, A., Oropeza, J., Schmidt, A., Cawley, K. M., & Rosario-Ortiz, F. L. (2014). Water treatment implications after the High Park Wildfire, Colorado. *Journal AWWA*, 106(4). <https://doi.org/10.5942/jawwa.2014.106.0055>
- Wu, F. C., Evans, R. D., & Dillon, P. J. (2003). Separation and characterization of NOM by high-performance liquid chromatography and on-line three-dimensional excitation emission matrix fluorescence detection. *Environ Sci Technol*, 37(16), 3687-3693. <https://doi.org/10.1021/es020244e>
- Wu, H., Peng, C., Moore, T. R., Hua, D., Li, C., Zhu, Q., . . . Guo, Z. (2014). Modeling dissolved organic carbon in temperate forest soils: TRIPLEX-DOC model development and validation. *Geosci. Model Dev.*, 7, 867-881. <https://doi.org/10.5194/gmd-7-867-2014>
- Wu, Z., Wu, W., Lin, C., Zhou, S., & Xiong, J. (2019). Deciphering the origins, composition and microbial fate of dissolved organic matter in agro-urban

- headwater streams. *Sci Total Environ*, 659, 1484-1495. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.237>
- Xenopoulos, M. A., Barnes, R. T., Boodoo, K. S., Butman, D., Catalán, N., D'Amario, S. C., . . . Wilson, H. F. (2021). How humans alter dissolved organic matter composition in freshwater: relevance for the Earth's biogeochemistry. *Biogeochemistry*, 154(2), 323-348. <https://doi.org/10.1007/s10533-021-00753-3>
- Xiang, R., Tian, Z., Zhang, C., Zheng, B., & Jia, H. (2023). Characterization of dissolved organic matter content, composition, and source during spring algal bloom in tributaries of the Three Gorges Reservoir. *Sci Total Environ*, 879, 163139. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163139>
- Xiao, Y., Rohrlack, T., & Riise, G. (2020). Unraveling long-term changes in lake color based on optical properties of lake sediment. *Sci Total Environ*, 699, 134388. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134388>
- Xu, R.-Z., Cao, J.-S., Feng, G., Luo, J.-Y., Feng, Q., Ni, B.-J., & Fang, F. (2022). Fast identification of fluorescent components in three-dimensional excitation-emission matrix fluorescence spectra via deep learning. *Chemical Engineering Journal*, 430. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.132893>
- Yagouti, A., Boulet, G., Vincent, L., Vescovi, L., & Mekis, E. (2008). Observed changes in daily temperature and precipitation indices for southern Quebec, 1960-2005. *Atmosphere-Ocean*, 46(2), 243-256. <https://doi.org/10.3137/ao.460204>
- Yamashita, Y., Jaffé, R., Maie, N., & Tanoue, E. (2008). Assessing the dynamics of dissolved organic matter (DOM) in coastal environments by excitation emission matrix fluorescence and parallel factor analysis (EEM-PARAFAC). *Limnology and Oceanography*, 53(5), 1900-1908. <https://doi.org/10.4319/lo.2008.53.5.1900>
- Yamashita, Y., Scinto, L. J., Maie, N., & Jaffé, R. (2010). Dissolved Organic Matter Characteristics Across a Subtropical Wetland's Landscape: Application of Optical Properties in the Assessment of Environmental Dynamics. *Ecosystems*, 13(7), 1006-1019. <https://doi.org/10.1007/s10021-010-9370-1>
- Yan, M., Wang, D., Qu, J., Ni, J., & Chow, C. W. (2008). Enhanced coagulation for high alkalinity and micro-polluted water: the third way through coagulant optimization. *Water Res*, 42(8-9), 2278-2286. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.12.006>
- Yang, L., Hur, J., & Zhuang, W. (2015). Occurrence and behaviors of fluorescence EEM-PARAFAC components in drinking water and wastewater treatment systems and their applications: a review. *Environ Sci Pollut Res Int*, 22(9), 6500-6510. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4214-3>
- Yang, R., Chen, S., Zhang, X., Su, R., Zhang, C., Liang, S., . . . Li, K. (2021). Influences of the hydrophilic components of two anthropogenic dissolved organic nitrogen groups on phytoplankton growth in Jiaozhou Bay, China. *Mar Pollut Bull*, 169, 112551. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112551>
- Yang, Y., Gan, T. Y., & Tan, X. (2020). Spatiotemporal changes of drought characteristics and their dynamic drivers in Canada. *Atmospheric Research*, 232. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2019.104695>

- Yang, Z., Worrall, F., & Knapp, J. L. A. (2025). The Impact of Sewage Treatment Plant Discharges on the Water Quality of Receiving Rivers. *Ecohydrology*, 18(5). <https://doi.org/10.1002/eco.70087>
- YFNW. (2026). *Yukon First Nations Wildfire* <https://www.yfnwildfire.com/>
- Yu, W., Yang, H., Chen, J., Liao, P., Wu, J., Jiang, L., & Guo, W. (2024). Molecular insights into the microbial degradation of sediment-derived DOM in a macrophyte-dominated lake under aerobic and hypoxic conditions. *Sci Total Environ*, 916, 170257. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170257>
- Yuan, X., Yin, K., Harrison, P. J., & Zhang, J. (2011). Phytoplankton are more tolerant to UV than -bacteria and viruses in the northern South China Sea. *Aquatic Microbial Ecology*, 65(2), 117-128. <https://doi.org/10.3354/ame01540>
- Yupanqui, D., Zapata, O., Natcher, D., Belcher, K., & Kulshreshtha, S. (2026). Economic spillovers of wildfire recovery efforts in remote Indigenous communities in Canada: The case of Little Red River Cree Nation. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 133. <https://doi.org/10.1016/j.ijdr.2025.105930>
- Zarnetske, J. P., Bouda, M., Abbott, B. W., Saiers, J., & Raymond, P. A. (2018). Generality of Hydrologic Transport Limitation of Watershed Organic Carbon Flux Across Ecoregions of the United States. *Geophysical Research Letters*, 45(21). <https://doi.org/10.1029/2018gl080005>
- Zeng, K., Huang, X., Guo, J., Dai, C., He, C., Chen, H., & Xin, G. (2024). Microbial-driven mechanisms for the effects of heavy metals on soil organic carbon storage: A global analysis. *Environ Int*, 184, 108467. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108467>
- Zhang, X., Flato, G., Kirchmeier-Young, M., Vincent, L., Wan, H., Wang, X., . . . Kharin, V. V. (2019). « *Les changements climatiques de température et de précipitations pour le Canada* ». chapitre 4 dans le *Rapport sur le climat changeant du Canada*.
- Zhang, X., Han, J., Zhang, X., Shen, J., Chen, Z., Chu, W., . . . Zhou, Y. (2020). Application of Fourier transform ion cyclotron resonance mass spectrometry to characterize natural organic matter. *Chemosphere*, 260, 127458. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127458>
- Zhang, X. L., Yang, H. W., Wang, X. M., Fu, J., & Xie, Y. F. (2013). Formation of disinfection by-products: effect of temperature and kinetic modeling. *Chemosphere*, 90(2), 634-639. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.08.060>
- Zhang, Y., Cheng, D., Ren, Y., Song, J., Xu, D., Chen, R., . . . Xia, J. (2022). Influence of land cover types and phytoplankton community on the distribution and fate of dissolved organic matter in a typical river located in the semi-arid regions of China. *Journal of Hydrology*, 610. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.127818>
- Zhang, Y., Du, J., & Xiao, K. (2024). Methods for molecular characterization of dissolved organic matter in the alpine water environment: an overview. *Frontiers in Environmental Chemistry*, 5. <https://doi.org/10.3389/fenvc.2024.1339628>
- Zhang, Y., Liu, X., Wang, M., & Qin, B. (2013). Compositional differences of chromophoric dissolved organic matter derived from phytoplankton and

- macrophytes. *Organic Geochemistry*, 55, 26-37.
<https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2012.11.007>
- Zhang, Y., Zhou, L., Zhou, Y., Zhang, L., Yao, X., Shi, K., . . . Zhu, W. (2021). Chromophoric dissolved organic matter in inland waters: Present knowledge and future challenges. *Sci Total Environ*, 759, 143550.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143550>
- Zhao, M., Qu, D., Shen, W., & Li, M. (2019). Effects of dissolved organic matter from different sources on *Microcystis aeruginosa* growth and physiological characteristics. *Ecotoxicol Environ Saf*, 176, 125-131.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.03.085>
- Zhao, T., & Dai, A. (2015). The Magnitude and Causes of Global Drought Changes in the Twenty-First Century under a Low–Moderate Emissions Scenario. *Journal of Climate*, 28(11), 4490-4512. <https://doi.org/10.1175/jcli-d-14-00363.1>
- Zhao, Z. Y., Gu, J. D., Li, H. B., Li, X. Y., & Leung, K. M. (2009). Disinfection characteristics of the dissolved organic fractions at several stages of a conventional drinking water treatment plant in Southern China. *J Hazard Mater*, 172(2-3), 1093-1099. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.07.101>
- Zhou, S., Shao, Y., Gao, N., Deng, Y., Li, L., Deng, J., & Tan, C. (2014). Characterization of algal organic matters of *Microcystis aeruginosa*: biodegradability, DBP formation and membrane fouling potential. *Water Res*, 52, 199-207.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.01.002>
- Zsolnay, A., Baigar, E., Jimenez, M., Steinweg, B., & Saccomandi, F. (1999). Differentiating with fluorescence spectroscopy the sources of dissolved organic matter in soils subjected to drying. *Chemosphere*, 38(1), 45-50.
[https://doi.org/10.1016/s0045-6535\(98\)00166-0](https://doi.org/10.1016/s0045-6535(98)00166-0)

ANNEXE A INFORMATIONS SUPPLÉMENTAIRES, ARTICLE 1.

SOURCE WATER PROTECTION AND WILDFIRES THREATS: A SIMPLIFIED VULNERABILITY ASSESSMENT FRAMEWORK FOR DRINKING WATER INTAKES

Journal: PLOS Water

Titre: Source water protection and wildfire threats: a simplified vulnerability assessment framework for drinking water intakes

Auteurs: Evelyne Pouliot, Françoise Bichai, Raja Kammoun, Sarah Dorner

A.1 Recent record-breaking wildfire events

In recent years, record-breaking wildfires have increased in frequency and intensity owing in part to ongoing climate change (Abatzoglou & Williams, 2016; Flannigan et al., 2013; Jones et al., 2022; Wasserman & Mueller, 2023). However, decades of aggressive fire suppression have also exacerbated wildfire severity by allowing excessive fuel accumulation, disrupting natural fire cycles, and increasing landscape flammability (Kreider et al., 2024; Parisien et al., 2020; Vose et al., 2012). Notable examples include the most destructive fire seasons in Central Chile experienced in 2017 and 2023 (Cordero et al., 2024), in Australia (2019-2020) (Abram et al., 2021), and in the western United States (2020 and 2021) (Lee et al., 2022), as well as the largest individual wildfire on record in Greece and within the European Union (2023) (European Commission et al., 2024) and the most spatially extensive fire season in Canada (2023) (Pelletier et al., 2024). This series of severe wildfire events occurring in rapid succession worldwide underscores the increasing fire activity, with hotter and drier weather, resulting in extended fire season (Flannigan et al., 2009; Westerling et al., 2006). The earlier start of the 2023-2024 fire season in Australia and Canada (CIFFC, 2023; FRI, 2023) further reflects these shifts, which are making landscapes more susceptible to high-severity fires (Flannigan et al., 2005; Flannigan et al., 2015; Jones et al., 2022). These intensified fire seasons have had profound impacts on critical water resources, highlighting the direct threat that wildfires pose to drinking water supplies and public safety. For instance, following the 2019-2020 fire season in Sydney (Australia), post-fire rainfall events transported large amounts of ash and sediments into

the city's largest water supply reservoir. This contamination required the use of alternative water sources and operational adjustments to avoid drawing from the affected water zone (Neris et al., 2021). Similarly, after the 2012 High Park fire in Colorado (USA), the municipality closed its water intake and relied on a secondary reservoir.

A.2 List of data sources and references

This list contains the main elements used in the risk assessment framework process to assess the vulnerability of DWIs to post-wildfire runoff and erosion impacts. For more information on the data processing see Annexe A.3.

Tableau A.1 Datasets used in the vulnerability assessment framework

Variable	Description	Data source	License
DWIs location	Drinking water intake(s) location in a GIS format	Municipality	-
Quebec border shape	Provincial boundary information was obtained from the Administrative Boundaries of Canada dataset produced by Natural Resources Canada (NRCan). The dataset delineates the administrative limits of provinces and territories across Canada, and the Québec boundary was extracted for this study.	Government of Canada (Statistics Canada, 2024)	Open Government License - Canada
Ecoregion border shape	Ecoregional boundaries was obtained from the National Ecological Framework for Canada, which delineate Canada's ecozones, ecoprovinces, ecoregions, and ecodistricts, from which the ecoregion layer was extracted. These layers were created by NRCan, at a scale of 1:1,000,000.	Government of Canada (Environment Canada & Agriculture and Agri-Food Canada, 1999)	Open Government License - Canada
Watersheds	Information about the hydrographic basins of the study sites is obtained from the multiscale hydrographic basin information layer, which covers levels 1 to 8 and encompasses the entire territory of Quebec. These layers were created by the MELCC using maps from the Quebec Topographic Database (BDTQ) at a scale of 1:20,000 and CanVec at a scale of 1:50 000.	Government of Quebec (Ministère du Développement durable)	Québec Open Data Licence
Hydrology	National Hydro Network (NHN), resolution 1:50 000	Government of Canada (Natural Resources Canada, 2024)	Open Government License - Canada

Tableau A.1 Datasets used in the vulnerability assessment framework (continued)

Variable	Description	Data source	License
Forest	Forest area information is obtained from the Canadian Land Cover, Circa 2000, resulting off vectorization of raster thematic data originating from classified Landsat 5 and Landsat 7 ortho-image, at 30 m spatial resolution. The forest cover was produced by the Earth Observation for Sustainable Development (EOSD) project, an initiative of the Canadian Forest Service (CFS) with the collaboration of the Canadian Space Agency (CSA) and in partnership with the provincial and territorial governments. The categories used are 50 (Shrubland; 51 to 52), and 200 (Forest/Trees; 210 to 230, all included)	Government of Canada (Gouvernement du Canada, 2005)	Open Government License - Canada
Fire regime	Homogeneous fire regime (HFR) zones are defined based on historical data of annual burned area and fire occurrence (Boulanger et al., 2013). The data comes from the National Fire Database of Canada, covering the period 1959-1999 for establishing the HFR, and 1959-1995 for model establishment. The HFR zones are derived from historical records of annual burned area by large fires (>200 ha) projected in the medium term (2041-2070) under RCP 8.5 scenario, which assumes a continued increase in emissions. HFR zones capture the heterogeneity of fire regimes better than classifications based on administrative or landscape characteristics (Boulanger et al., 2012).	Government of Canada (Boulanger et al., 2014)	Open Government License - Canada
Runoff potential	Soil characteristics is obtained from version 2.2 of Soil Landscapes of Canada (SLC), a series of GIS coverages based on existing soil surveys that have been recompiled at 1:1 million scale. Each area is described by a set of attributes that describe a distinct type of soil and its associated landscape, such as surface form, slope, water table depth, permafrost and lakes, Version 2.2 and 3.2.	Government of Canada (Centre for Land and Biological Resources Research, 2019)	Open Government License - Canada
Rainfall	Climatic information under climate change was obtained from version 1.2 of Ouranos' Climate Portraits platform, which provides spatialized climate projections for the Province of Quebec. Data are derived from a set of 11 post-processed global climate simulations (CMIP6), forced by two greenhouse gas emission scenarios (RCP 4.5, RCP 8.5). Indicators were extracted under SSP3-7.0 scenario for the reference period (1991-2020) and the future horizon (2041-2070). The indicator Ps corresponds to the 50th percentile of total liquid precipitation during the summer period (June-August). The indicator P5 represents the 50th percentile of the maximum cumulative precipitation over five consecutive days for the extended warm season (April-September).	Ouranos (Ouranos, 2024)	Ouranos Open Data License

Tableau A.1 Datasets used in the vulnerability assessment framework (continued)

Variable	Description	Data source	License
Historical wildfire	Wildfire mapping data were obtained from the Ministère des Ressources naturelles et des Forêts du Québec (MRNF). The dataset compiles multiple cartographic products describing wildfire occurrence and behavior across Quebec.	Government of Quebec (MRNF, 2024)	Québec Open Data Licence

A.3 Variable definitions and data processing

Protections areas and sub-watershed selection

We used the method developed by our colleagues (Kammoun et al., 2023) to delineate protection zones (immediate, intermediate and buffer) and select sub-watersheds. For this study, second-level watersheds are used, and lower levels are selected only if the area covered by the second-level represents the entire source watershed of DWIs.

Forest cover

Fuel is a key determinant of wildfire activity, alongside weather/climate, ignition agents, and humans (Flannigan et al., 2005). Forests influence wildfire behavior through various attributes, including fuel amount, type, continuity, structure, and moisture level, all of which are critical in determining wildfire occurrence and spread (Flannigan et al., 2013). Research suggests that beyond fuel type alone, a minimum of 30% of the affected landscape must be covered with fuel to sustain wildfire spread (Hargrove et al., 2000). This underscores the importance of fuel availability and continuity in driving wildfire spread, making high forested landscapes particularly susceptible to large, high-intensity wildfires under favorable weather conditions.

Beyond their role in wildfire behaviors, forests also play a fundamental role in drinking water quality protection by acting as a natural barrier against water contamination (Dudley & Stolton, 2003). For every 10% increase in watershed forest cover (up to 60%), water treatment costs decrease by approximately 20% (Ernst et al., 2004), emphasizing the ecological services of healthy forests. Given the dual role of forests in wildfire behaviors and drinking water quality protection, forest management plays a crucial role in balancing wildfire risk reduction with the protection of drinking water resources (Vose et al., 2012).

However, drinking water managers often do not fully integrate these strategies into climate adaptation planning (Bladon et al., 2014; Compaoré et al., 2023), leading to inadequate preparedness for climate-driven events like wildfires, which significantly threaten water sources (Emelko et al., 2011; Robinne et al., 2021). The lack of coordination between wildfire risk mitigation and surface water resource protection can result in reactive rather than proactive responses to post-wildfire water contamination threats.

Forest and shrubland cover type (categories 200 and 50, respectively) were merged into a single layer, and the proportion of forest cover was calculated within each sub-watershed polygon using GIS software.

Fire regime zone (FRZ) score under climate change

Fire regime is a crucial concept in wildfire science, referring to the patterns and effects of wildfire across specific vegetation types or ecosystems over extended periods and spatial scales (Brown, 2000; Neary et al., 2005). Given its significance, fire regime is recognized as a key component in a post-wildfire water contamination vulnerability assessment framework (Moody et al., 2013). This information is globally available, making it valuable for assessing exposure to wildfire. Under climate change, fire regimes are rapidly changing (Rogers et al., 2020), affecting the susceptibility of forested watersheds to wildfire. Various methods exist to delineate fire regime (Table A.2)—typically considering fire frequency, periodicity, intensity, size, landscape pattern, season, and burn depth (Hanes et al., 2019; Whitman et al., 2015). Classifying fire regimes is challenging due to the need to balance simplicity for practical application with the complex interactions among fire, vegetation, climate, topography, and humans (Brown, 2000; Keane et al., 2003). Various methods have been employed to classify fire regimes, each with its own strengths and limitations. Recognizing these nuances is essential for developing an effective predictive framework for fire regimes (Keane et al., 2003). Additionally, fire severity can vary significantly within the same vegetation type or ecosystem, further complicating classification (Neary et al., 2005).

Tableau A.2 Overview of methods for fire regime classification: Objective, Variables, and Approach (List non-exhaustive)

Study region	Objective	Variable used	Approach	Source
Canada	Compared a fire regime based solely on fire regime characteristics (HFR zones) with the National Ecological Framework for Canada (NEFC) units to evaluate its reliability in characterizing fire activity.	– Natural burn rate – Anthropogenic burn rate – Natural fire occurrence – Anthropogenic fire occurrence – Mean Julian day of fire ignition	Spatially constrained cluster analysis to group ecodistricts into homogeneous fire regime (HFR) zones based on fire regime attributes (burn rates, fire occurrences, and fire start dates). Evaluation of fire regime classification at different ecological scales, comparing broad-scale national frameworks with finer-scale ecodistrict-based classification.	(Boulanger et al., 2012)
California (US)	Defined fire regime ecoregions in California using biophysical and anthropogenic factors, rather than fire statistics to align ecoregions with ecosystem for better forecast future fire regimes.	-Topographic variables - Climatic variables - Vegetation variables -Anthropogenic variables	Unsupervised clustering approach using biophysical and anthropogenic associated with fire regime to delineate the fire regime ecoregions. Unique in its exclusion of fire characteristics, instead classifying fire regimes based on environmental and human influence factors.	(Syphard & Keeley, 2020)
Canada	Developed a hierarchical framework applying both qualitative and quantitative approaches to create a two-level fire regime zonation system for Canada, with the finer-scale level being Fire Regime Units (FRUs) at a finer scale and Fire Regime Types (FRTs) at a broader scale	-Fire records -Ecosystem maps -Previous zonation maps -Phenology data -Topographic data -Literature reviews -Expert advice	Hierarchical classification system, integrating expert knowledge, literature reviews, and multi-scale environmental data: 1. At the national level, computed summary statistics of fire regime metrics (e.g. fire size, frequency, burn rate, ignition cause, seasonality) for large-scale zonation systems and manually delineated major fire regions based on the degree of departure from national averages and environmental factors. 2. At the regional level, refined boundaries of the preliminary fire regime using additional variables like phenology, land use, and regional/provincial ecosystem classifications.	(Erni et al., 2019)
Portugal	Distinguished fire regimes in central Portugal and to identify biophysical factor drivers in the differences between these fire regimes	12 biophysical variables (e.g., including slope, rainfall, temperature, land use/land cover, and forest characteristics).	Hierarchical cluster analysis using Ward's method, incorporating socio-environmental data and removing non-fire-prone areas from the analysis to enhance fire regime classification accuracy.	(Bergonse et al., 2023)

The FRZ score uses wildfire historical data as a reference point to assess the DWI vulnerability to wildfire occurrence under climate change. Practitioners select the factors defining fire regime characteristics, and a mixed aggregation method is applied to compute the FRZ score under climate change. The choice of factors should be guided by their relevance in fire regime delineation. In this study, two key factors were selected: the number of wildfires and the burned area. These factors were selected as they align with the methodology used to delineate the fire regime zones under climate change (Boulanger et al., 2014). Additionally, the number of wildfire and the burned area were identified as the most influential variables affecting DWI vulnerability, making them the most relevant for the inclusion in the vulnerability assessment framework. The FRZ scores under climate change is computed based on two sub-indices: FIR (the number of fires; Equation A) and SUP (the burned area; Equation B). These two components capture distinct aspects of fire regime changes under climate change, ensuring a comprehensive assessment of the potential impact on DWI vulnerability.

$$FIR = \begin{cases} 1 - \frac{\text{Number of fires}_{(1959-1995)}}{\text{Number of fires}_{(2041-2070)}} & \text{if } \text{Number of fires}_{(2041-2070)} > \text{Number of fires}_{(1959-1995)} \\ 0 & \text{if } \text{Number of fires}_{(2041-2070)} < \text{Number of fires}_{(1959-1995)} \end{cases} \quad (A)$$

FIR sub-index: Represents the relative change in the number of fires between the historical (1959–1995) and projected (2041–2070) periods. It is calculated as the ratio of past fire frequency to projected fire frequency. If fire occurrence under climate change is greater than historical fire occurrence, FIR is assigned a value between 0 and 1, where lower values indicate a greater increase in fire frequency. If future fire occurrence is lower than in the past, FIR is set to 0, assuming no increased fire threat.

$$SUP = \begin{cases} \frac{\text{Burned area}_{(2041-2070)}}{\text{Area of FRZ}} & \text{if } \text{Burned area}_{(2041-2070)} < \text{Area of FRZ} \\ 1 & \text{if } \text{Burned area}_{(2041-2070)} > \text{Area of FRZ} \end{cases} \quad (B)$$

SUP sub-index: Measures the proportion of the **fire regime zone** that is projected to burn during the future period (2041–2070). It is calculated as the ratio of the projected burned area to the total **fire regime zone** area. If the burned area is smaller than the **fire regime zone**, SUP is assigned a value between 0 and 1. If the burned area exceeds the total **fire regime zone**, SUP is capped at 1, reflecting the maximum potential impact.

Unlike the FIR sub-index, SUP does not incorporate historical data. This exclusion prevents overestimation of wildfire impact, ensuring that vulnerability assessments focus solely on the proportion of the fire regime zone affected under climate change, rather than the relative increase from past conditions. As a result, the DWI vulnerability to burned area is determined by the proportion of fire regime zones expected to be affected by wildfire rather than by comparing projected data to historical baselines.

The **FRZ score** under climate change integrates FIR and SUP through a weighted combination (mixed aggregation method), ensuring that both fire frequency and burned area contribute to the final assessment. This approach ensures that the FRZ score effectively represents the increasing exposure of DWIs to wildfires under climate change by considering both the **fire frequency trends** and **spatial extent of burned areas**.

$$FRZ = \begin{cases} 0,4 \cdot [0,5 \cdot FIR + 0,5 \cdot SUP] + 0,6 \cdot \max(FIR, SUP) & \text{if } FIR < 1 \text{ and } SUP < 1 \\ 1 & \text{if } FIR \approx 1 \text{ or } SUP \geq 1 \end{cases} \quad (C)$$

If both FIR and SUP remain below 1, the score is computed as a weighted sum of the two sub-indices, with an additional adjustment favoring the maximum value between them. If either FIR is approximately 1 or SUP reaches 1, the FRZ score is set to 1, indicating maximum vulnerability to fire regime changes.

The province of Quebec is characterized by five distinct homogeneous fire regime (HFR) zones, each exhibiting unique wildfire activity patterns based on historical and projected fire occurrence and extent. Figure A.1 presents the spatial distribution of these five zones across the province, highlighting the location of the two study areas. To further quantify regional differences in fire activity under climate change, Table C provides the FRZ scores calculated for each of the five HFR zones. * In this study, FRZ scores were specifically used for three HFR zones: the **Eastern Temperate zone** (Municipality 1), the **Eastern James Bay zone** (Municipality 2), and the **North Atlantic zone** (Municipality 3).

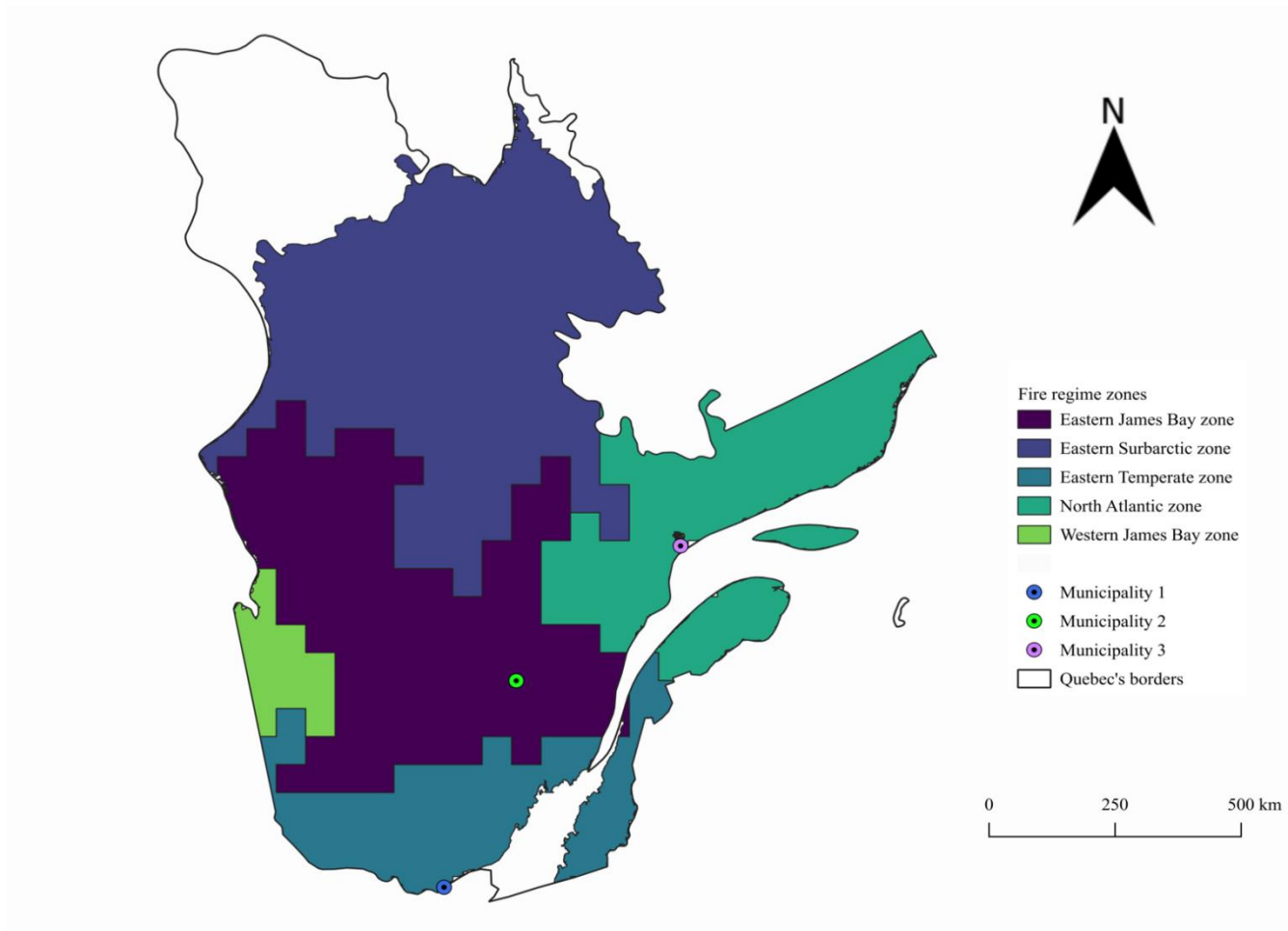


Figure A.1 Spatial distribution of the five homogeneous fire regime (HFR) zones in the Province of Quebec, including the location of the three study areas

Tableau A.3 FRZ scores under climate change for the five HFR zones in the Province of Quebec

Fire regime zone	FIR	SUP	FRZ
Eastern James Bay zone*	0,59	0,75	0,72
Eastern Subarctic zone	0,82	0,17	0,69
Eastern Temperate zone*	0,49	0,02	0,39
North Atlantic zone*	0,35	0,13	0,30
Western James Bay zone	0,57	0,15	0,49

Hydro-geomorphic regime: runoff potential

High-severity wildfires can significantly increase runoff and erosion by altering soil structure and hydrological properties. These changes are primarily driven by increased bare soil exposure, the loss of canopy interception, and the reduction of water surface storage (Ebel & Moody, 2017; Larsen et al., 2009; Moody et al., 2013; Shakesby & Doerr, 2006). Such modifications enhance rapid hydrogeological connectivity between burned landscapes and river systems (Rust et al., 2018), potentially leading to destructive floods and debris flows that pose severe threats to infrastructure and human life. Water quality is also compromised as ash and sediments are delivered into rivers through rainfall-induced erosion (Emmerton et al., 2020; Langhans et al., 2016). Additionally, trace elements, bacteria, and nutrients such as phosphorus are frequently associated with suspended sediments, as these substances have a high affinity to fine sediment particles (Smith et al., 2011).

A comprehensive post-wildfire impact assessment framework should include soil properties (e.g., water repellency, erodibility, soil texture), as they play a critical role in determining the vulnerability of DWIs to the post-wildfire runoff and erosion response. Wildfire-induced changes to soil properties are highly dynamic and spatially variable, and involve complex processes. Notably, low runoff has been observed in areas with high soil water repellency, whereas high runoff has been observed in areas without soil water repellency (i.e., high infiltration rates) (Moody et al., 2013).

Rainfall regime: rainfall under climate change

DWIs are increasingly vulnerable to water quality degradation during storm events (Murphy et al., 2015; Smith et al., 2011), as post-wildfire conditions can accelerate runoff and erosion during high-intensity storm events (Moody et al., 2013). Climate change is expected to increase the frequency and intensity of precipitation events, exacerbating these challenges. The implications of climate change for DWIs—particularly through changes in precipitation patterns and wildfire activity—are well documented by Leveque et al. (2021). However, even low-recurrence intervals and short-duration rainfall events have been observed to trigger floods and debris flows (Moody et al., 2013) due to the changes in rainfall-runoff processes caused by wildfires (Shakesby & Doerr, 2006). Therefore, the use

of a rainfall intensity associated with a 2-year recurrence interval over a 30-minute duration has been suggested as a quantifiable metric to characterize rainfall regimes linked to post-wildfire runoff and erosion response (Moody et al., 2013).

A.4 Complementary results

Tableau A.4 Sub-watershed indices scores (WF1 and WF2) for Municipality 1. All the values have been rounded before being reported in the table

ID	Level	FC (%)	FRZ	RP	WF1_without modulation	CC	WF1_with modulation	Distance (index)	WF2
Zone A									
1	2	64.4	0.39	0.5	15.8	1.13	17.8	0.88	15.7
2	2	44.9	0.39	0.3	6.6	1.13	7.5	0.86	6.4
3	2	70.1	0.39	0.3	10.3	1.13	11.7	0.79	9.2
4	2	75.2	0.39	0.3	11.1	1.13	12.5	0.79	9.8
5	2	27.5	0.39	0.1	1.3	1.13	1.5	0.77	1.2
6	2	62.5	0.39	0.5	15.3	1.13	17.3	0.74	12.8
Zone B									
1	2	64.4	0.39	0.5	15.8	1.13	17.8	0.79	14.0
2	2	44.9	0.39	0.3	6.6	1.13	7.5	0.77	5.8
3	2	70.1	0.39	0.3	10.3	1.13	11.7	0.71	8.2
4	2	75.2	0.39	0.3	11.1	1.13	12.5	0.70	8.8
5	2	27.5	0.39	0.1	1.3	1.13	1.5	0.69	1.0
6	2	62.5	0.39	0.5	15.3	1.13	17.3	0.66	11.5
7	2	49.1	0.39	0.1	2.4	1.13	2.7	1.00	2.7
Zone C									
1	2	64.4	0.39	0.5	15.8	1.13	17.8	0.71	12.6
2	2	44.9	0.39	0.3	6.6	1.13	7.5	0.69	5.2
3	2	70.1	0.39	0.3	10.3	1.13	11.7	0.64	7.4
4	2	75.2	0.39	0.3	11.1	1.13	12.5	0.63	7.9
5	2	27.5	0.39	0.1	1.3	1.13	1.5	0.62	0.9
6	2	62.5	0.39	0.5	15.3	1.13	17.3	0.60	10.3
7	2	49.1	0.39	0.1	2.4	1.13	2.7	0.90	2.5
8	2	53.9	0.39	0.5	13.2	1.13	14.9	0.91	13.6
9	3	62.7	0.39	0.5	15.4	1.13	17.4	0.94	16.4
10	3	80.1	0.39	0.5	19.6	1.13	22.2	0.92	20.4

Tableau A.4 Sub-watershed indices scores (WF1 and WF2) for Municipality 1. All the values have been rounded before being reported in the table (continued)

ID	Level	FC (%)	FRZ	RP	WF1_without modulation	CC	WF1_with modulation	Distance (index)	WF2
11	3	77.4	0.39	0.5	19.0	1.13	21.4	0.84	17.9
12	3	83.1	0.39	0.3	12.2	1.13	13.8	0.77	10.6
13	3	81.0	0.39	0.3	11.9	1.13	13.5	0.72	9.7
14	3	73.9	0.39	0.5	18.1	1.13	20.5	0.70	14.3
15	3	85.1	0.39	0.3	12.5	1.13	14.1	0.67	9.4
16	3	58.5	0.39	0.5	14.3	1.13	16.2	0.93	15.0
17	3	58.8	0.39	0.5	14.4	1.13	16.3	0.86	14.0
18	3	74.2	0.39	0.5	18.2	1.13	20.5	0.82	16.9
19	3	94.7	0.39	0.3	13.9	1.13	15.7	0.82	12.8
20	3	87.8	0.39	0.5	21.5	1.13	24.3	0.81	19.7
21	3	88.2	0.39	0.5	21.6	1.13	24.4	0.76	18.4
22	3	86.3	0.39	0.3	12.7	1.13	14.3	0.70	10.1
Zone D									
23	3	84.3	0.39	0.3	12.4	1.13	14.0	0.77	10.7
24	3	80.7	0.39	0.3	11.9	1.13	13.4	0.91	12.1
25	3	86.6	0.39	0.3	12.7	1.13	14.4	0.89	12.8
26	3	80.0	0.39	0.3	11.8	1.13	13.3	0.89	11.8
27	3	80.9	0.39	0.3	11.9	1.13	13.4	0.87	11.7
28	3	77.6	0.39	0.3	11.4	1.13	12.9	0.82	10.6
29	3	86.2	0.39	0.3	12.7	1.13	14.3	0.82	11.7
30	3	88.9	0.39	0.3	13.1	1.13	14.8	0.80	11.7
31	3	81.5	0.39	0.3	12.0	1.13	13.5	0.79	10.7
32	3	59.9	0.39	0.5	14.7	1.13	16.6	0.99	16.5
33	3	65.0	0.39	0.3	9.6	1.13	10.8	0.95	10.3
34	3	83.2	0.39	0.3	12.2	1.13	13.8	0.95	13.1
35	3	76.8	0.39	0.5	18.8	1.13	21.3	0.95	20.1
36	3	86.8	0.39	0.3	12.8	1.13	14.4	0.90	12.9
37	3	80.1	0.39	0.3	11.8	1.13	13.3	0.88	11.7
38	3	75.6	0.39	0.3	11.1	1.13	12.6	0.74	9.3
39	3	90.5	0.39	0.3	13.3	1.13	15.0	0.68	10.3
40	3	82.7	0.39	0.3	12.2	1.13	13.7	0.78	10.7

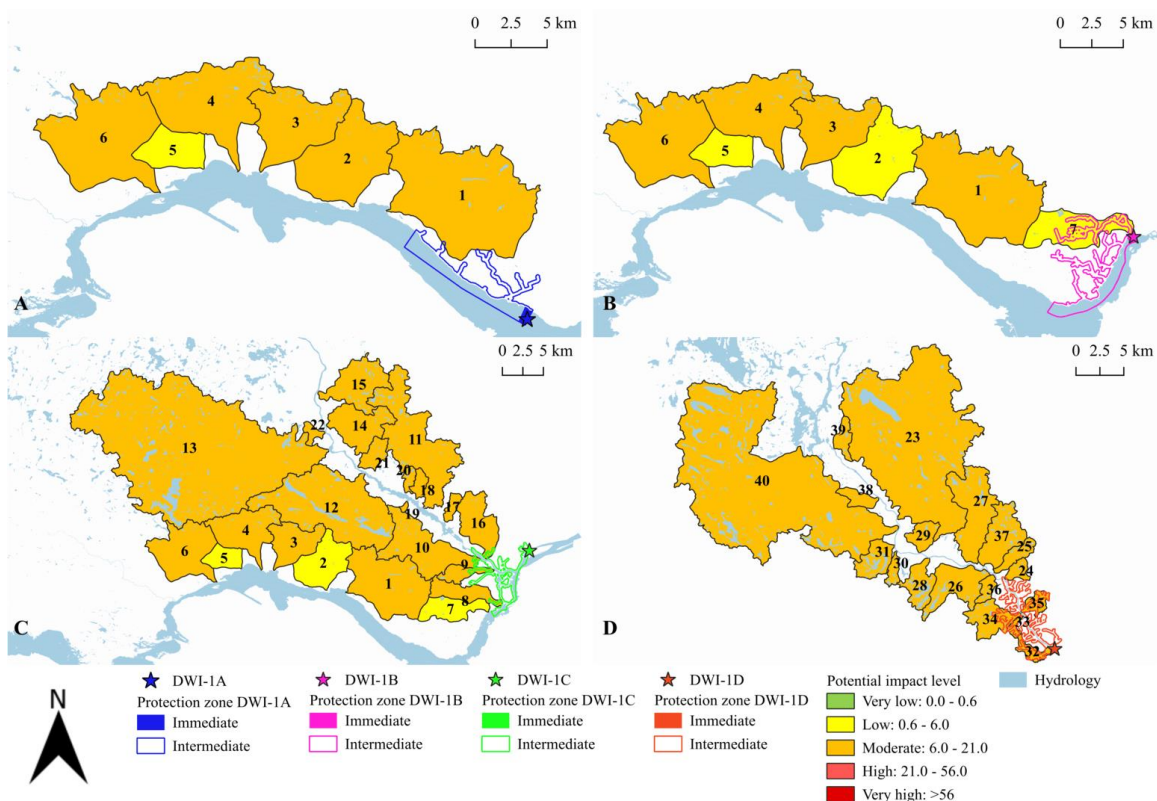


Figure A.2 Post-wildfire runoff and erosion contamination intrinsic index (WF1) for Municipality 1 in the Southern Laurentians ecoregion. Tableau A.5 Sub-watershed indices scores (WF1 and WF2) for Municipality 2. All the values have been rounded before being reported in the table

ID	Level	FC (%)	FRZ	RP	WF1_without modulation	CC	WF1_with modulation	Distance (index)	WF2
Zone A									
1	2	89	0.30	1.0	64.3	1.14	73.4	1.0	73.4
2	3	50	0.30	0.3	10.7	1.14	12.2	0.76	11.5
3	3	17	0.30	0.3	3.6	1.14	4.1	0.94	3.2
4	3	84	0.30	0.3	18.1	1.14	20.6	0.79	16.4
5	3	62	0.30	0.3	13.4	1.14	15.3	0.79	12.5
6	3	96	0.30	1.0	69.1	1.14	78.8	0.82	57.2
7	3	98	0.30	0.7	49.5	1.14	56.4	0.73	38.1
8	3	98	0.30	1.0	70.5	1.14	80.4	0.68	54.4
9	3	88	0.30	1.0	63.2	1.14	72.1	0.68	48.1
10	3	91	0.30	1.0	65.5	1.14	74.6	0.67	56.5
11	3	98	0.30	0.3	21.1	1.14	24.1	0.79	19

Tableau A.5 Sub-watershed indices scores (WF1 and WF2) for Municipality 2. All the values have been rounded before being reported in the table (continued)

ID	Level	FC (%)	FRZ	RP	WF1_without modulation	CC	WF1_with modulation	Distance (index)	WF2
12	4	98	0.30	0.7	49.6	1.14	56.6	0.71	39.9
13	4	96	0.30	1.0	69.3	1.14	79	0.69	54.3
14	4	96	0.30	1.0	69.2	1.14	78.9	0.68	53.5
Zone B									
15	3	86	0.30	1.0	62	1.14	70.7	1.00	70.7
16	4	93	0.30	1.0	67	1.14	76.4	0.87	66.5
17	4	65	0.30	0.7	33	1.14	37.6	0.95	35.7
18	4	99	0.30	1.0	71	1.14	80.9	0.90	72.8
19	4	41	0.30	0.3	9	1.14	10.3	0.88	9.1
20	4	87	0.30	1.0	63	1.14	71.8	0.87	61.7
21	4	83	0.30	1.0	60	1.14	68.4	0.81	54.7
22	4	96	0.30	1.0	69	1.14	78.7	0.78	61.4
23	4	98	0.30	1.0	71	1.14	80.9	0.73	59.1
24	4	92	0.30	1.0	66	1.14	75.2	0.71	52.6

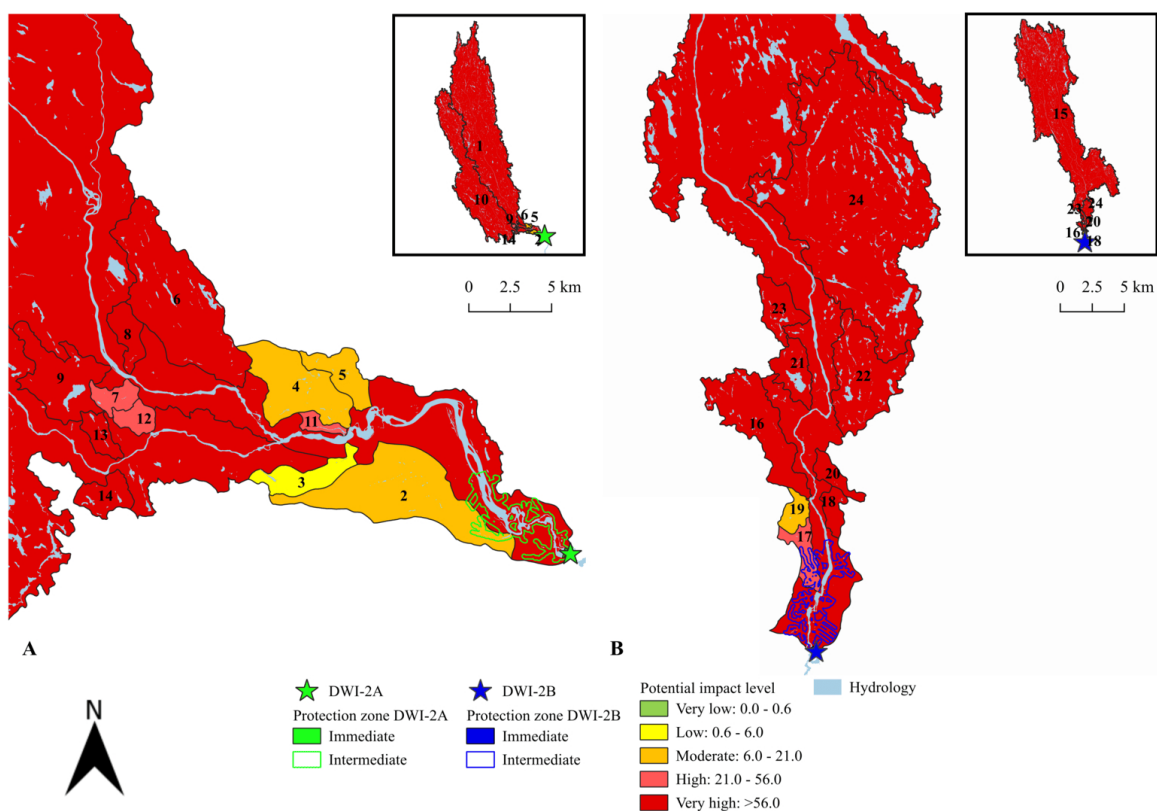


Figure A.3 Post-wildfire runoff and erosion contamination intrinsic index (WF1) for Municipality 2 in the Central Laurentians ecoregion. Tableau A.6 Sub-watershed indices scores (WF1 and WF2) for Municipality 3. All the values have been rounded before being reported in the table

ID	Level	FC (%)	FRZ	RP	WF1_without modulation	CC	WF1_with modulation	Distance (index)	WF2
1	1	92	0.30	1	27.6	1.09	30.1	1.00	30.1
2	2	96	0.30	1	28.7	1.09	31.3	0.91	28.5
3	2	92	0.30	1	27.5	1.09	30.0	0.99	29.7
4	2	97	0.30	1	29.0	1.09	31.6	0.94	29.7
5	2	88	0.30	1	26.5	1.09	28.9	0.78	22.5
6	3	97	0.30	1	29.0	1.09	31.6	0.89	28.2
7	3	100	0.30	1	30.0	1.09	32.7	0.94	30.7
8	3	89	0.30	1	26.8	1.09	29.3	0.98	28.7
9	4	100	0.30	1	30.0	1.09	32.7	0.93	30.5
10	4	100	0.30	1	30.0	1.09	32.7	0.93	30.3
11	4	100	0.30	1	30.0	1.09	32.7	0.96	31.3
12	4	97	0.30	1	29.2	1.09	31.9	0.93	29.5

Tableau A.6 Sub-watershed indices scores (WF1 and WF2) for Municipality 3. All the values have been rounded before being reported in the table (continued)

ID	Level	FC (%)	FRZ	RP	WF1_without modulation	CC	WF1_with modulation	Distance (index)	WF2
13	4	99	0.30	1	29.6	1.09	32.3	0.92	29.7
14	4	98	0.30	1	29.5	1.09	32.1	0.98	31.5
15	4	100	0.30	1	30.0	1.09	32.7	0.93	30.2
16	4	99	0.30	1	29.6	1.09	32.2	0.92	29.5

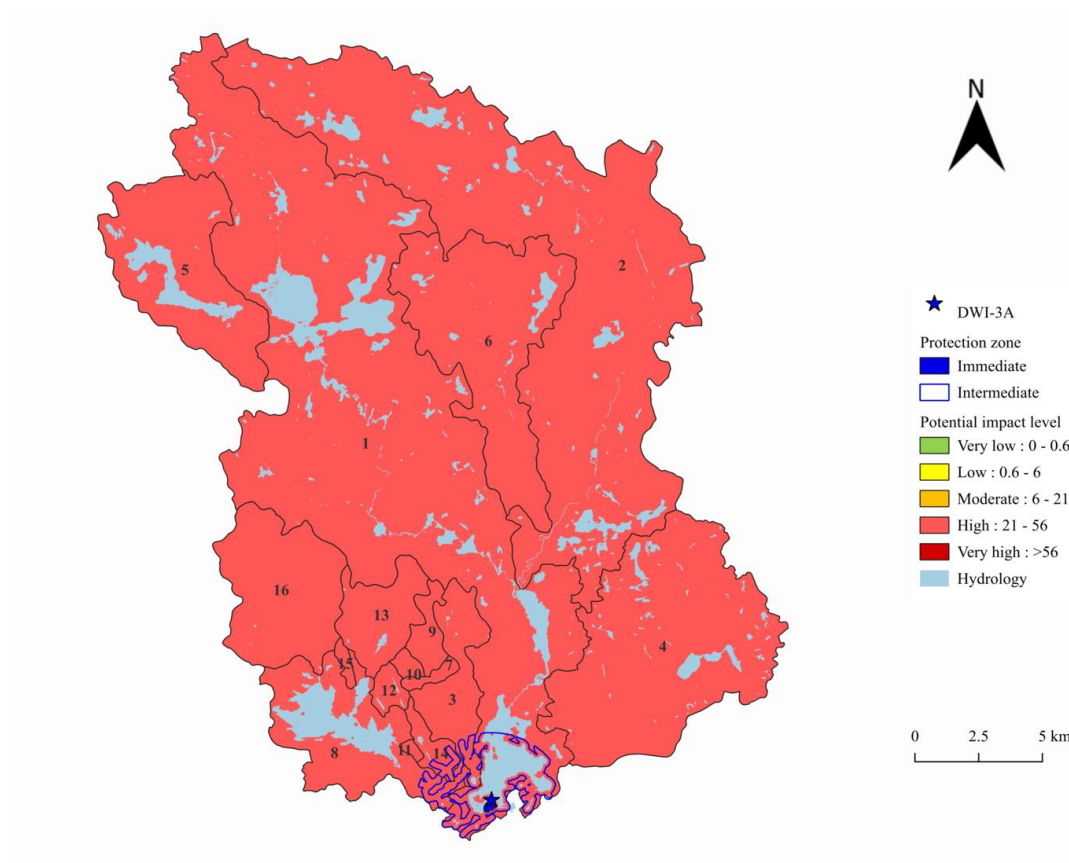


Figure A.4 Post-wildfire runoff and erosion contamination intrinsic index (WF1) for Municipality 3 in the Central Laurentians ecoregion

A.5 Historical wildfire activity

Tableau A.7 Summary of historical wildfire activity (1972-2024) within drinking water intake watersheds of the three studied municipalities

Watershed	Number of fire (1972-2024)	Burned area (km ²)	Ratio
DWI-1A	350	304.6	0.6%
DWI-1B	350	304.6	0.6%
DWI-1C	494	773.4	1.0%
DWI-1D	47	27.7	0.3%
DWI-2A	109	2113	22%
DWI-2B	93	1443	16%
DWI-3A	1	7.5	1.4%

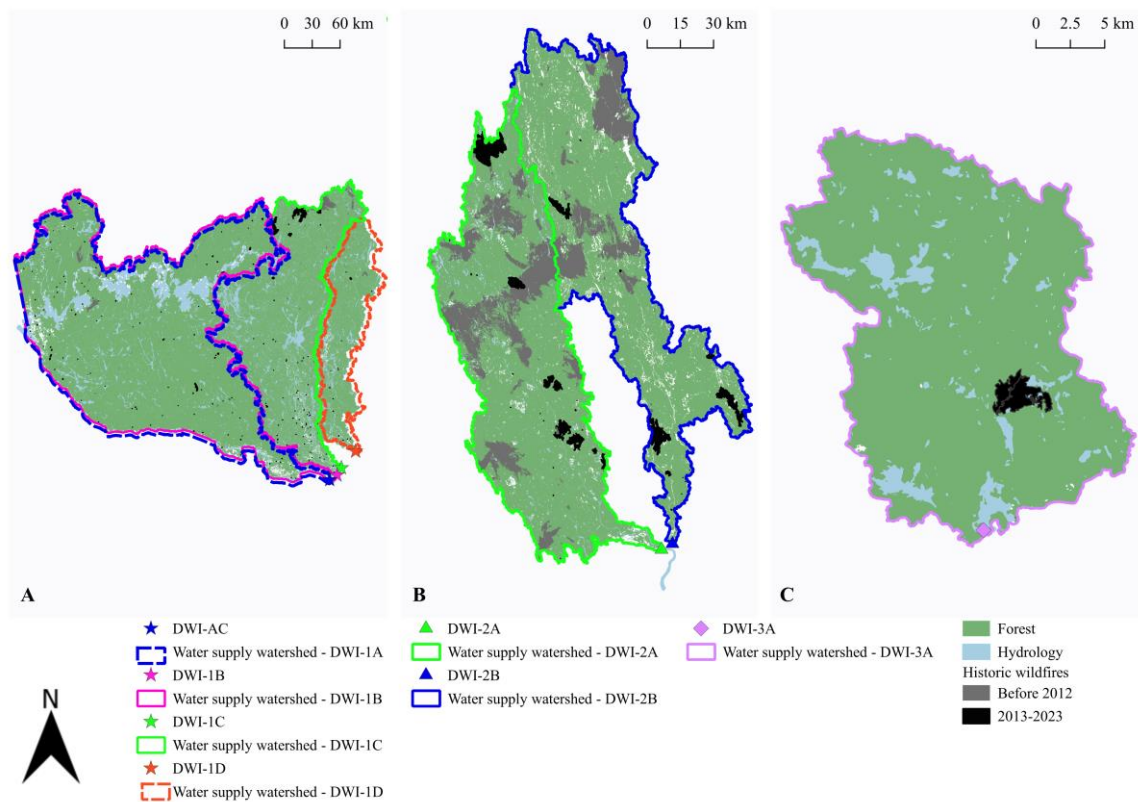


Figure A.5 Historical wildfire perimeters (1972-2024) across the study municipalities

ANNEXE B INFORMATIONS SUPPLÉMENTAIRES, ARTICLE 2.

WATER MASSES COLLIDE : UNDERSTANDING SPATIO- TEMPORAL VARIATIONS OF ORGANIC MATTER AND PHYTOPLANKTON AND THEIR REPERCUSSIONS FOR DRINKING WATER

Soumis : Royal Society Chemistry Environmental Science: Processes & Impacts

Titre : Water masses collide: understanding spatio-temporal variations of organic matter and phytoplankton and their repercussions for drinking water

Auteurs : Evelyn Pouliot^{*a}, Françoise Bichai^a, Natasha McQuaid^a, Juan Francisco Guerra Maldonado^a, Sarah Dörner^b

^a Polytechnique Montréal, Department of Civil, Geological and Mining engineering, 2900 Edouard-Montpetit Blvd, Montréal, QC H3T 1J4, Canada.

^b Industrial Chair on Drinking Water, Polytechnique Montréal, Department of Civil, Geological and Mining engineering, 2900 Edouard-Montpetit Blvd, Montréal, QC H3T 1J4, Canada.

B.1 Sample collection

In this study, six sites (6) were selected to investigate DOM-phytoplankton interactions in the Greater Montréal Area. A total of 60 surface water samples were collected during the growing season, between May and October in 2022 and 2023, including 12, 11, 12, 5, 9, and 11 samples collected from sites GS1, GS2, GS3, GS4, GS5, and GS6, respectively. During the snowmelt period, between February and April in 2024, 18 samples were collected at two sites (SM1 and SM3), resulting in 9 samples collected at each site.

Specifically, at sites located within drinking water treatment plants, samples were collected directly from the raw water intakes. At other sites (direct river samples), three surface water subsamples were collected using a bucket, spaced approximately 15 m apart, just below the water surface. These three subsamples were then combined into a 30 L reservoir for subsequent optical sensing and sampling. The bucket and the 30 L reservoir were rinsed three times with river water from the site prior to collection.

In-situ water quality measurements were performed using a multiparameter probe. Before use, the probe was rinsed three times with river water from the site. Readings were recorded once measurement stabilized. At each site, parameter values were averaged over a minimum of 15 readings. Data from the EXO2 fDOM sensor were corrected for temperature and attenuation by particulate and dissolved materials using a reference temperature of 25°C, following Downing et al. (2012), and Menendez et al. (2022).

B.2 Laboratory analysis

All taxonomic samples were shipped annually for complete algal counting and identification by microscopy (Le et al., 2022).

Following filtration of the dissolved samples (DP/DN) through the 0.45 µm PES membrane, filtrates were collected in 150 mL pre-acid washed HDPE bottles. For preservation, all total (TP/TN) and dissolved (DP/DN) samples were acidified to a final concentration of 0.1% H₂SO₄, and stored in the dark at −20°C until analysis

Three analytical approaches were applied to assess DOM composition, including ultraviolet-visible (UV-vis) absorbance, fluorescence spectroscopy, and liquid chromatography—organic carbon detection (LC-OCD). Not all samples were successfully analyzed using every technique due to processing issues. Both UV-vis absorbance and fluorescence measurements were conducted on all 78 samples. However, only 61 fluorescence datasets were retained for analysis due to unreliable fluorescence data. LC-OCD analyses were completed for 76 samples, with two samples being lost during shipping.

B.3 DOM fluorescence measurement and PARAFAC application

The fluorescence components were identified using the parallel factor analysis (PARAFAC) performed in MATLAB R2020a (The Mathworks, Inc.) using the drEEM-0.6.3 toolbox (Murphy et al., 2013). EEMs were corrected following standard recommendations and converted to Raman units (RU) (Murphy et al., 2010). EEMs were blank-subtracted, corrected for inner-filter effect, and Raman normalized, following the recommendation of Stedmon et Bro (2008). Noisy segment of EEMs and outliers (leverage ≥ 0.5) were removed, leaving 61 samples to develop the PARAFAC model. PARAFAC

generated a five-component model using EEMs from our complete study area. The five-component model (C1-C5) was validated using the split-half and random initialization methods (Figure S2). The model produced a fluorescence maximum score (Fmax; RU) for each component at each site. The components validated by the PARAFAC were compared with published components included in the Openfluor database (Murphy et al., 2014) with a Tucker congruence coefficient (TCC) higher than 0.98.

Due to a measurement error, 10 samples were collected using 10 nm excitation increment over the 300-600 nm range, instead of the intended 5 nm increment over the 240-600 nm range. To include these samples in the PARAFAC model, their excitation wavelengths were aligned to match the 5 nm excitation grid, and intermediate values were interpolated accordingly. The subsequent modeling outputs were carefully inspected to ensure that the inclusion of these interpolated samples did not unduly influence the final components. In addition, 5 samples of the 10 nm-increment samples were excluded from the analysis because they had been accidentally acidified prior to fluorescence measurement.

B.4 EEMs spectra and peak picking

The excitation-emission matrix (EEM) fluorescence spectra of DOM commonly exhibit characteristic peaks associated with specific molecular structures and sources. The most common peak assignments in river are given in Table B.1 and graphically illustrated in Figure B.1.

Table B.1 Peak and region locations for components of excitation-emission matrices (EEMs) obtained for aquatic humic substances and DOM

Peak label	Excitation maximum (nm)	Emission maximum (nm)	Description of fluorophores
A	260	400-460	Terrestrial humic-like ^a
C	320-360	420-460	Humic-like photo-resistant ^a
M	290-310	370-410	Marine humic-like or microbial humic-like ^a
D	390	509	Soil fulvic acid ^{b,c}
E	455	521	Soil fulvic acid ^c
B	275	305	Tyrosine-like (protein-like) ^a

Table B.1 Peak and region locations for components of excitation-emission matrices (EEMs) obtained for aquatic humic substances and DOM (Continued)

Peak label	Excitation maximum (nm)	Emission maximum (nm)	Description of fluorophores
T	275	340	Tryptophan-like (protein-like) ^a
N	280	370	Plankton derived ^c

^a (Coble, 2007); ^b (Lochmuller & Saavedra, 1986); ^c (Stedmon et al., 2003)

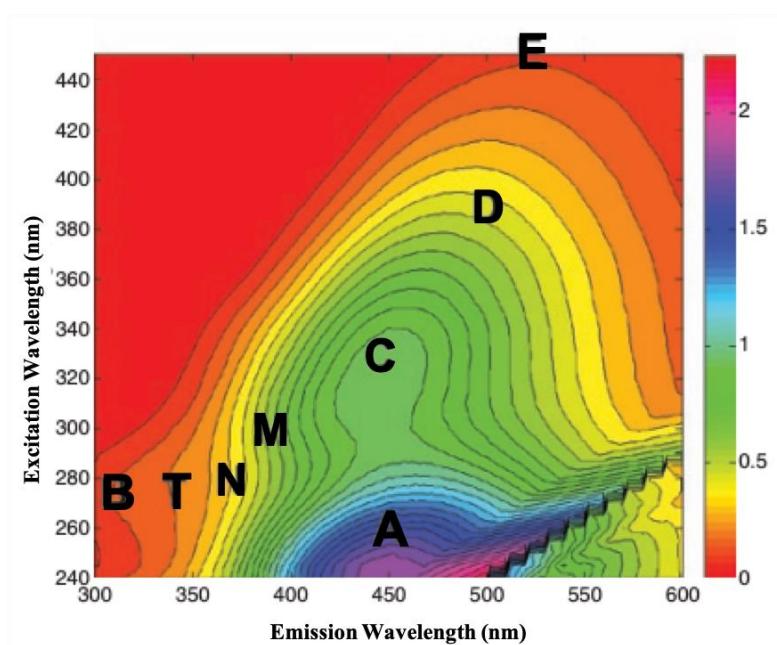


Figure B.1 Excitation emission spectra illustrating peak positions

B.5 EEM-PARAFAC components

A five-component model was validated using split-half analysis, with the excitation and emission loadings of PARAFAC components (Figure B.2). The excitation-emission matrices for the five components (C1 to C5) identified by PARAFAC analysis are shown in Figure S3. Components were identified based on previously published data on the open-access database OpenFluor (Table B.2) and similarity with published spectra (Tucker congruence coefficient; TCC). An example of the EEM fluorescence spectra from a water sample is provided in Figure S1, with peak regions highlighted.

The identified components were grouped into humic- and fluvic-like components (C1-C4), characterized by emission maxima at wavelengths longer than 400 nm, and protein-like component (C5), emitting at shorter wavelengths.

Component C1 and C4 coincides with the humic- fluvic-like peaks A and C (Coble et al., 1990), typically dominant in samples from environments rich in terrestrial and non-processed DOM. C1 is in the short-wavelength visible-emitting (VIS)-humic-like, whereas C4 is in the long-wavelength VIS-humic-like. These components consist of aromatic, hydrophobic compounds of high molecular size and darker color (Kothawala et al., 2014; Wu et al., 2003). C1 and C4 components are susceptible to UVA induced photodegradation (Diffey, 2002) and are preferentially removed during coagulation processes compared to protein-like components (Baghoth, Sharma & Amy, 2011; Edzwald, 1993; Sharp, Parsons, et al., 2006; Weishaar et al., 2003). Furthermore, C4 has also been associated with strong metal-binding capacity (Kothawala et al., 2014), particularly for Fe and Al. The seasonal variability of these metals suggests that terrestrial DOM plays a key role in controlling their solubility (Logozzo et al., 2023).

Component C2 is associated with peaks A and M. While peak A is typical of terrestrial humic-like material, peak M is attributed to marine sources (Coble, 1996), and more recently to microbially altered DOM (Stedmon & Markager, 2005b). C2 likely represent humic-like component of terrestrial origin that has undergone microbial reprocessing (Queimalinos et al., 2019). Such reprocessing transforms complex DOM components (e.g., lipids, unsaturated hydrocarbons, and proteins) into simpler organic or inorganic compounds through mineralization (Yu et al., 2024). Thus, C2 consist of compounds that are less hydrophobic and smaller molecular size (Wu et al., 2003). C2 is susceptible to UVA induced photodegradation, but to a lesser extent than C1 and C4 (Ishii & Boyer, 2012; Queimalinos et al., 2019). A study focusing on drinking water treatment show that C1 has a higher relative removability with protein-like component, while C2 did not exhibit this trend (Baghoth, Sharma & Amy, 2011; Kothawala et al., 2014).

Component C3 is also associated to humic-like peak A. While usually of terrestrial origin, peak A has been observed in microbial (Romera-Castillo et al., 2011) and photochemical byproduct (Stedmon & Markager, 2005a). C3 may result from the competitive degradation

by microbes and sunlight of the precursor compounds (Grunert et al., 2021), and is considered resistant to both further photodegradation (Ishii & Boyer, 2012; Stedmon & Markager, 2005a) and biodegradation (Stubbins et al., 2014). Higher contribution of C3 were observed during warmer months (Kothawala et al., 2014).

Component C5 matches tryptophan-like peak T, typical of autochthonous algal and microbially derived proteins. C5 has been found to be less aromatic and associated with phenolic and aliphatic compounds, and nitrogen-rich compounds (Kellerman et al., 2018; Kellerman et al., 2015). Tryptophan-like DOM were positively correlated with biopolymer fraction of DOM (Baghoth, Sharma & Amy, 2011), and both have been associated with membrane fouling (Speth et al., 1998) and nitrogenous-DBPs precursors (Jutaporn et al., 2022).

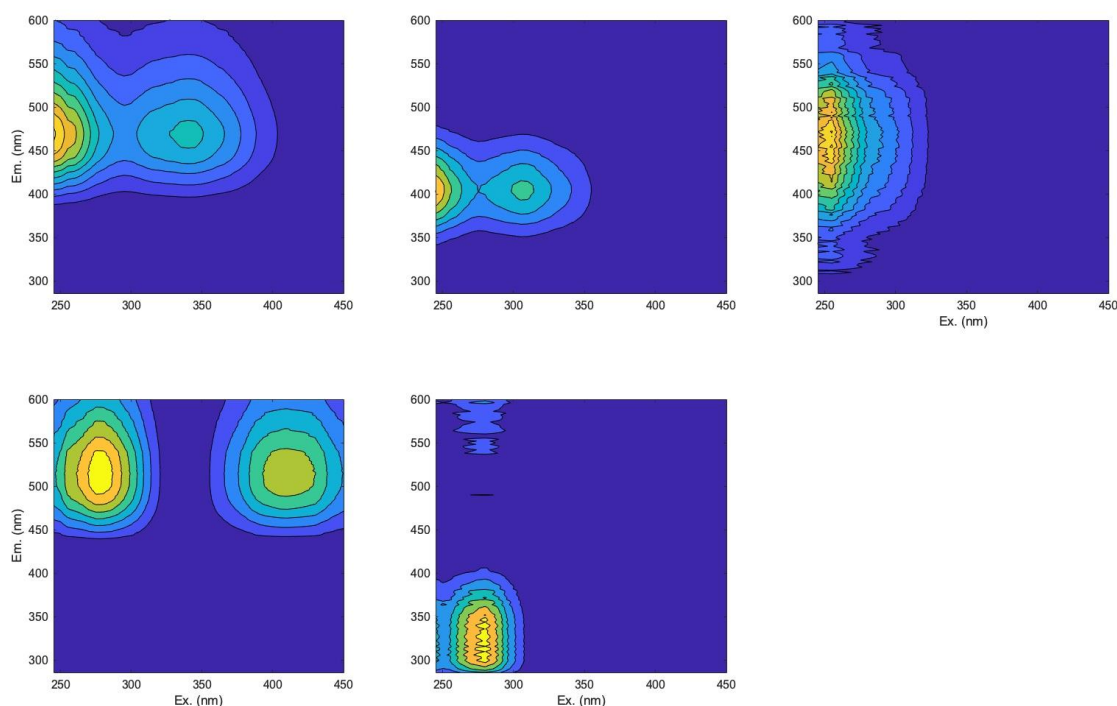


Figure B.2 Contour plots of spectral shapes of the five components (C1-C5) identified by PARAFAC modeling. Colors represent fluorescence intensity in Raman Units (R.U.)

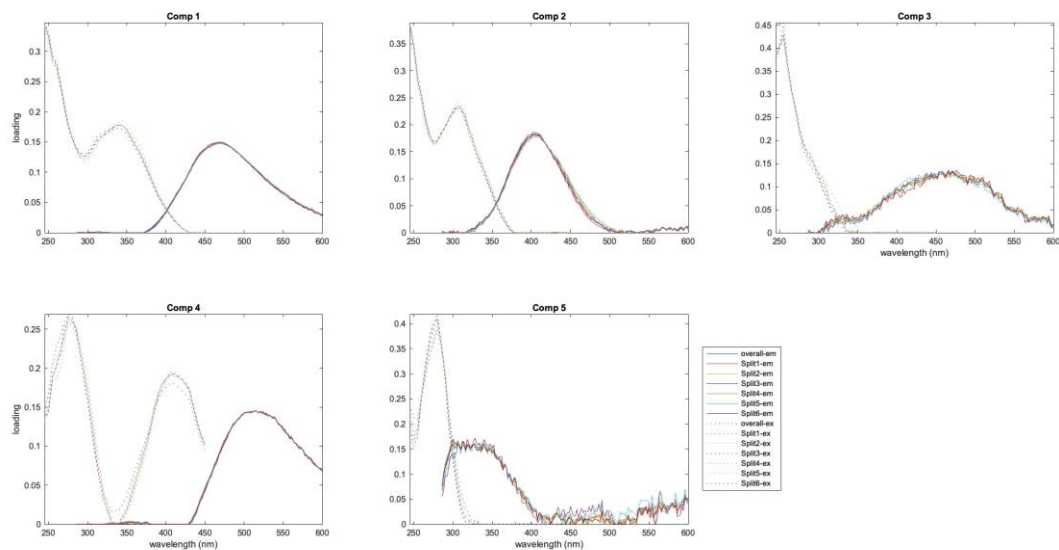


Figure B.3 split-half validated fluorescent components calculated from the PARAFAC model on DOM EEMs from the Ottawa River watershed. The excitation and emission loadings are shown for comparison to previous studies based on published data on the open-access

Table B.2 Spectral characteristics of excitation (Ex.) and emission (Em.) maxima of the five components validated by PARAFAC modeling (n = 62). Matching with Openfluor database with a Tucker congruence coefficient (TCC) higher than 0.98 are shown.

Components	Ex/Em (this study)	OpenFluor	Ex/Em (OpenFluor)	Peak	Source
C1	<245(340)/468	Shutova et al. (2014); C1 set B	<290 (330-400)/ 400-500	A + C	Humic-like, terrestrial delivered, OM Humic-like, Terrestrial delivered
		Yamashita et al. (2010); C1	<260(345)/462		Ubiquitous, Humic-like, Fulvic acid-like
		Logozzo et al. (2023); C1			Short-wavelength visible-emitting (VIS) humic-like
C2	<245(305)/403	Queimalinos et al. (2019); C1	240(305)/394	A + M	Terrestrial origin, Humic-like, Processed
		Coulson et al. (2022); C2	<245(305)/402	A + M	Terrestrial origin, Humic-like, Processed
C3	255/454	Andersson et al. (2018); C3	250/444	A	Terrestrially derived materials, Intermediate persistence
		Yamashita et al. (2010); C2	<260/454	A	Terrestrial humic-like, suggested as photo-refractory
		Menendez et Tzortziou (2024); C3	<250/436		Degraded humic byproduct
C4	275(410)/514	Logozzo et al. (2023); C4	278(419)/516		Terrestrial, soil humic-like, degradation byproduct, long-wavelength visible-emitting (VIS) humic-like
C5	280/306	Meilleur et al. (2023); C5	280/325	T	Protein-like, Tryptophan-like

Table B.3 Definition and biogeochemical interpretations of DOM optical indices

Absorbance and fluorescence measurements	Units	Calculation	Purpose	Description	Reference
Specific ultraviolet absorbance at 254 nm (SUVA ₂₅₄)	L mg ⁻¹ m ⁻¹	The ratio of ultraviolet decadal absorption coefficient at 254 nm and DOC concentration	Ratio of $a(254)/\text{DOC}$ used to assess DOM aromatic degree	High SUVA-value >4 refers to hydrophobic, aromatic compounds, while low SUVA < 2 indicates mainly hydrophilic material	(Edzwald & Tobiason, 1999; Matilainen et al., 2011; Weishaar et al., 2003)
Spectral slope ratio (S _R)	/	The spectral slope of 275–295 nm over that of 350–400 nm	spectral slope ratio used to characterize DOM molecular weight and photobleaching	S _R increases with light exposure due to the breakdown of high molecular weight DOM. Low S _R values typically indicate high molecular weight. S _R value >1 suggest that DOM has undergone photodegradation, primarily derived from plant or algae sources. In the absence of photoexposure, S _R values <1 could be associated with any of these sources.	(Hansen et al., 2016; Helms et al., 2008; Zhang et al., 2021)
Freshness index ($\beta:\alpha$)	/	The ratio of emission intensity at 380 nm divided by the maximum emission intensity between 420 and 435 nm at the excitation wavelength of 310 nm	Freshness index used to assess the relative contribution of recently produced DOM to highly degraded DOM	$\beta:\alpha$ value >1 indicate that DOM is primarily of autochthonous origin and values <0.7 indicate primarily allochthonous origin. High values suggest large proportion of recently produced DOM, where β represents more recently derived DOM (recent labile OM often microbially produced or autochthonous) and α represents more decomposed, recalcitrant DOM (allochthonous) DOM	(Fellman et al., 2010; Wilson & Xenopoulos, 2009)
Biological index (BIX)	/	The ratio of emission intensity at 380 nm divided by 430 nm at excitation 310 nm	Biological index used to quantify autochthonous DOM (modified and renamed variation of $\beta:\alpha$)	BIX with a value >1 correspond to strong biological activity or predominant autochthonous origin of DOM and to the presence of organic matter freshly released into water, whereas a low BIX (0.6-0.7) indicates lower autochthonous DOM production.	(Huguet et al., 2009)

Table B.3 Definition and biogeochemical interpretations of DOM optical indices (Continued)

Absorbance and fluorescence measurements	Units	Calculation	Purpose	Description	Reference
Humification index (HIX)	/	The peak area under the spectra at emission wavelength from 435 to 480 nm divided by the sum of the peak area at emission wavelength of 300 to 345 nm and of 435 to 480 nm, at the excitation wavelength of 254 nm	Humification index used to assess humification degree	HIX values (10-16) are associated with strongly humified organic material, mainly of terrestrial origin, whereas low HIX values (<4) are associated with autochthonous DOM. Photodegradation influencing lower values and polymerization leading to higher values.	(Ohno, 2002; Wilske et al., 2020; Zsolnay et al., 1999)
Fluorescence index (FI)	/	The ratio of emission intensity at 470 nm to that at 520 nm under the excitation wavelength of 370 nm	Fluorescence index used to trace DOM composition and source	FI with a value ~1.3 indicates predominant terrestrial origin of DOM, such as the enrichment of lignin and aromatic carbon and a value ~1.8 indicates microbial and planktonic sources. The value between suggest a mixed origin.	(McKnight et al., 2001; Wilson & Xenopoulos, 2009)

Table B.4 DOM characteristics of the LC-OCD fractions

Fraction	Weight	Molecular characteristics
Biopolymers	>1000	Polysaccharides, sucres amines, polypeptides, proteins
Humic substances	500-1000	Humic acids containing carboxyl and phenolate groups
Building blocks	300-500	Breakdown product of HS, disaggregated chains of polyphenolics and polyaromatic acids
Low molecular weight acids	<350	Aliphatic organic acids
Low molecular weight neutrals	<350	Alcohols, aldehydes, ketones, amino acids, sugars

Table B.5 The mean values of water chemical parameters at sampling site (mean $\pm$ s.d.)

Parameteres	Units	Snowmelt period		Growing season					
		SM1	SM3	GS1	GS2	GS3	GS4	GS5	GS6
pH		7.69 ± 0.13	7.48 ± 0.13	7.80 ± 0.37	7.42 ± 0.13	7.32 ± 0.11	7.45 ± 0.12	7.650 ± 0.13	7.58 ± 0.42
T	°C	4.99 ± 3.20	8.28 ± 3.76	18.64 ± 3.99	19.44 ± 4.34	20.82 ± 2.32	22.56 ± 1.84	19.81 ± 5.00	19.77 ± 4.28
DO	mg/L	12.82 ± 1.00	12.72 ± 0.98	9.34 ± 1.0123	7.95 ± 0.90	8.52 ± 1.15	8.64 ± 0.59	9.77 ± 1.02	9.62 ± 0.93
Conductivity		85.48 ± 24.63	81.51 ± 14.88	118.71 ± 55.26	121.84 ± 26.17	81.12 ± 11.85	78.23 ± 12.99	66.89 ± 18.14	75.71 ± 17.47
Turbidity		11.55 ± 4.78	12.70 ± 9.88	7.69 ± 3.731	7.74 ± 2.89	4.68 ± 1.53	5.06 ± 2.09	2.66 ± 1.20	5.19 ± 2.96
TDS		91.75 ± 31.96	78.64 ± 14.98	86.70 ± 37.50	88.21 ± 14.87	57.37 ± 6.51	51.70 ± 8.94	48.20 ± 11.18	54.27 ± 9.20
DOC	mgC/L	8.96 ± 1.60	9.32 ± 0.94	6.33 ± 1.25	7.09 ± 0.61	7.22 ± 0.66	7.16 ± 0.60	5.14 ± 0.73	5.18 ± 1.23
BDOC	mgC/L	0.61 ± 0.14	0.63 ± 0.14	0.36 ± 0.16	0.46 ± 0.20	0.40 ± 0.27	0.21 ± 0.12	0.36 ± 0.08	0.38 ± 0.09
fDOM	RU	76.06 ± 17.72	81.07 ± 2.57	54.87 ± 17.67	68.66 ± 4.02	65.91 ± 6.97	66.17 ± 9.43	42.85 ± 10.07	38.51 ± 14.11
TP	µg/L	27.34 ± 7.71	27.85 ± 14.47	23.39 ± 6.014	37.57 ± 8.76	19.93 ± 4.56	17.41 ± 3.04	12.64 ± 4.68	18.34 ± 6.13
TN	µg/L	801.38 ± 196.25	835.96 ± 191.93	492.53 ± 95.93	855.23 ± 159.38	523.03 ± 89.58	501.93 ± 47.80	359.63 ± 57.59	413.43 ± 108.18
DP	µg/L	9.32 ± 2.17	9.37 ± 2.70	10.45 ± 1.42	17.64 ± 2.64	9.01 ± 1.486	5.04 ± 3.94	9.92 ± 1.50	6.46 ± 2.64
DN	µg/L	783.40 ± 151.50	770.86 ± 175.60	514.76 ± 125.88	826.93 ± 201.79	554.94 ± 102.18	499.42 ± 46.86	387.40 ± 118.18	421.84 ± 84.24
BP	%	2.79 ± 0.770	2.53 ± 0.419	4.16 ± 1.56	3.68 ± 0.452	3.14 ± 0.262	3.10 ± 0.258	5.09 ± 0.449	5.39 ± 1.07
HS	%	48.9 ± 2.74	48.7 ± 2.32	63.1 ± 4.31	64.2 ± 3.76	64.3 ± 3.58	63.6 ± 4.73	60.1 ± 4.77	60.7 ± 3.84
BB	%	8.43 ± 0.494	8.66 ± 0.540	13.2 ± 1.45	13.3 ± 1.91	12.8 ± 1.39	13.5 ± 1.60	14.2 ± 2.48	14.1 ± 1.56
LMW _a	%	1.80 ± 0.149	1.77 ± 0.140	2.66 ± 0.299	2.66 ± 0.300	2.70 ± 0.382	2.54 ± 0.244	3.04 ± 0.743	3.03 ± 1.11
LMW _n	%	5.18 ± 0.390	5.08 ± 0.428	6.92 ± 1.16	7.26 ± 0.907	6.85 ± 1.17	7.48 ± 0.470	7.70 ± 0.779	7.54 ± 0.837

Table B.5 The mean values of water chemical parameters at sampling site (mean $\pm$ s.d.) (Continued)

Parameters	Units	Snowmelt period		Growing season					
		SM1	SM3	GS1	GS2	GS3	GS4	GS5	GS6
C1	%	47.6 $\pm$ 1.07	48.2 $\pm$ 0.697	44.6 $\pm$ 2.37	44.4 $\pm$ 1.64	45.5 $\pm$ 1.54	45.9 $\pm$ 0.236	46.7 $\pm$ 1.68	42.4 $\pm$ 2.33
C2	%	29.5 $\pm$ 0.799	29.1 $\pm$ 0.844	30.3 $\pm$ 0.968	30.4 $\pm$ 1.28	29.9 $\pm$ 0.922	30.5 $\pm$ 1.33	29.9 $\pm$ 0.786	31.3 $\pm$ 0.813
C3	%	10.5 $\pm$ 1.66	10.3 $\pm$ 1.45	13.0 $\pm$ 1.52	12.5 $\pm$ 1.47	12.2 $\pm$ 1.26	12.1 $\pm$ 0.635	9.80 $\pm$ 1.83	13.4 $\pm$ 2.01
C4	%	8.75 $\pm$ 0.384	8.78 $\pm$ 0.358	7.32 $\pm$ 0.591	7.22 $\pm$ 0.462	7.32 $\pm$ 0.523	7.43 $\pm$ 0.0517	7.32 $\pm$ 0.462	6.76 $\pm$ 0.820
C5	%	3.66 $\pm$ 0.654	3.66 $\pm$ 0.377	4.83 $\pm$ 1.66	5.43 $\pm$ 1.18	5.04 $\pm$ 2.12	4.11 $\pm$ 0.402	6.29 $\pm$ 2.34	6.14 $\pm$ 1.30
SR		0.853 $\pm$ 0.0971	0.838 $\pm$ 0.109	0.911 $\pm$ 0.0520	0.873 $\pm$ 0.0947	0.863 $\pm$ 0.0505	0.844 $\pm$ 0.0971	0.833 $\pm$ 0.0967	0.912 $\pm$ 0.123
FI		1.36 $\pm$ 0.0449	1.37 $\pm$ 0.0352	1.33 $\pm$ 0.0679	1.36 $\pm$ 0.0611	1.33 $\pm$ 0.0463	1.30 $\pm$ 0.00219	1.36 $\pm$ 0.0124	1.36 $\pm$ 0.0692
$\beta:\alpha$		0.508 $\pm$ 0.0202	0.508 $\pm$ 0.0183	0.533 $\pm$ 0.0433	0.532 $\pm$ 0.0256	0.518 $\pm$ 0.00203	0.520 $\pm$ 0.00730	0.497 $\pm$ 0.0158	0.575 $\pm$ 0.0315
BIX		0.521 $\pm$ 0.0213	0.524 $\pm$ 0.0166	0.545 $\pm$ 0.0425	0.542 $\pm$ 0.0219	0.528 $\pm$ 0.0210	0.533 $\pm$ 0.00364	0.507 $\pm$ 0.0173	0.582 $\pm$ 0.0268
HIX		13.4 $\pm$ 2.72	14.2 $\pm$ 1.82	11.7 $\pm$ 2.47	12.1 $\pm$ 1.63	10.3 $\pm$ 1.91	11.6 $\pm$ 1.02	11.0 $\pm$ 1.30	9.99 $\pm$ 3.02
E2:E3		5.43 $\pm$ 0.877	5.49 $\pm$ 1.09	5.65 $\pm$ 0.774	5.57 $\pm$ 0.694	5.45 $\pm$ 0.259	6.11 $\pm$ 1.61	5.64 $\pm$ 2.17	5.75 $\pm$ 0.621

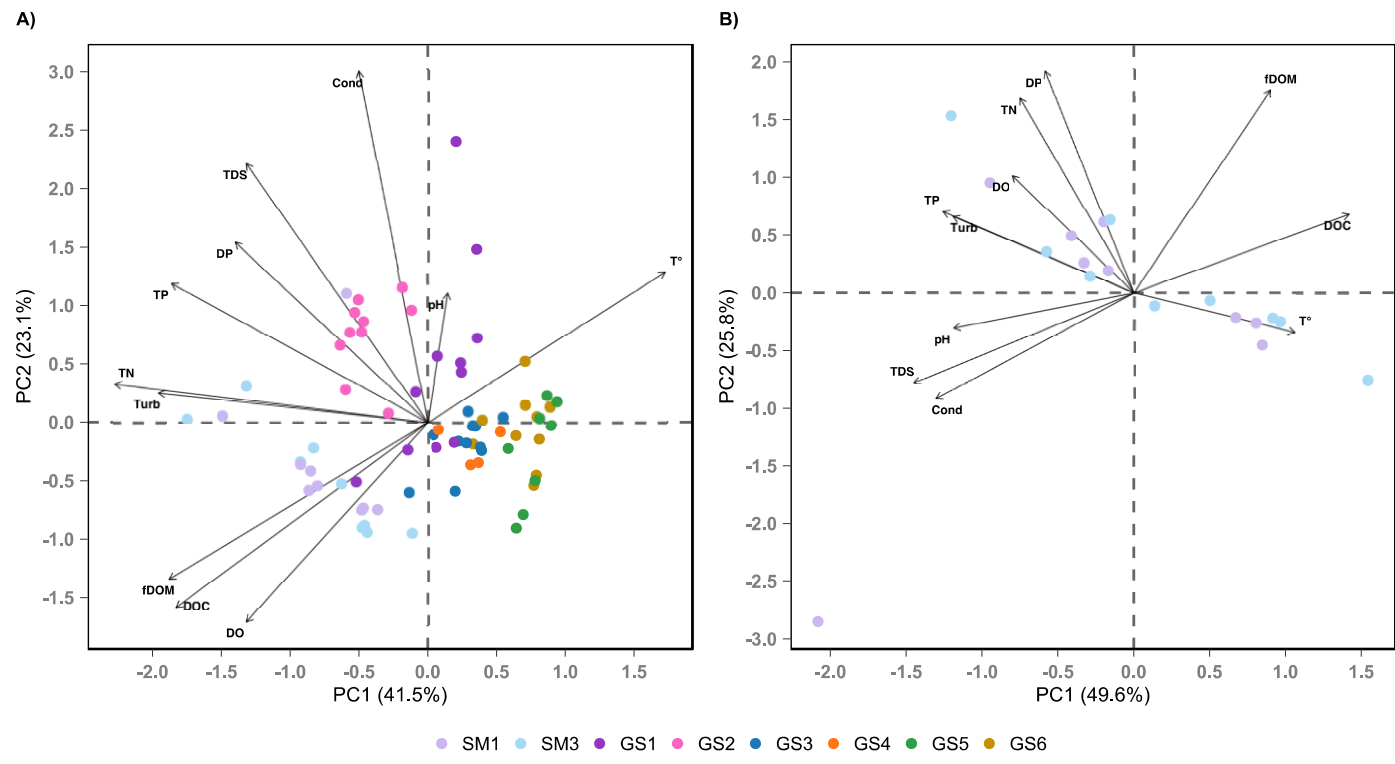


Figure B.4 General water chemistry for the inter-temporal (snowmelt period and growing season) (A) and the snowmelt period (B)

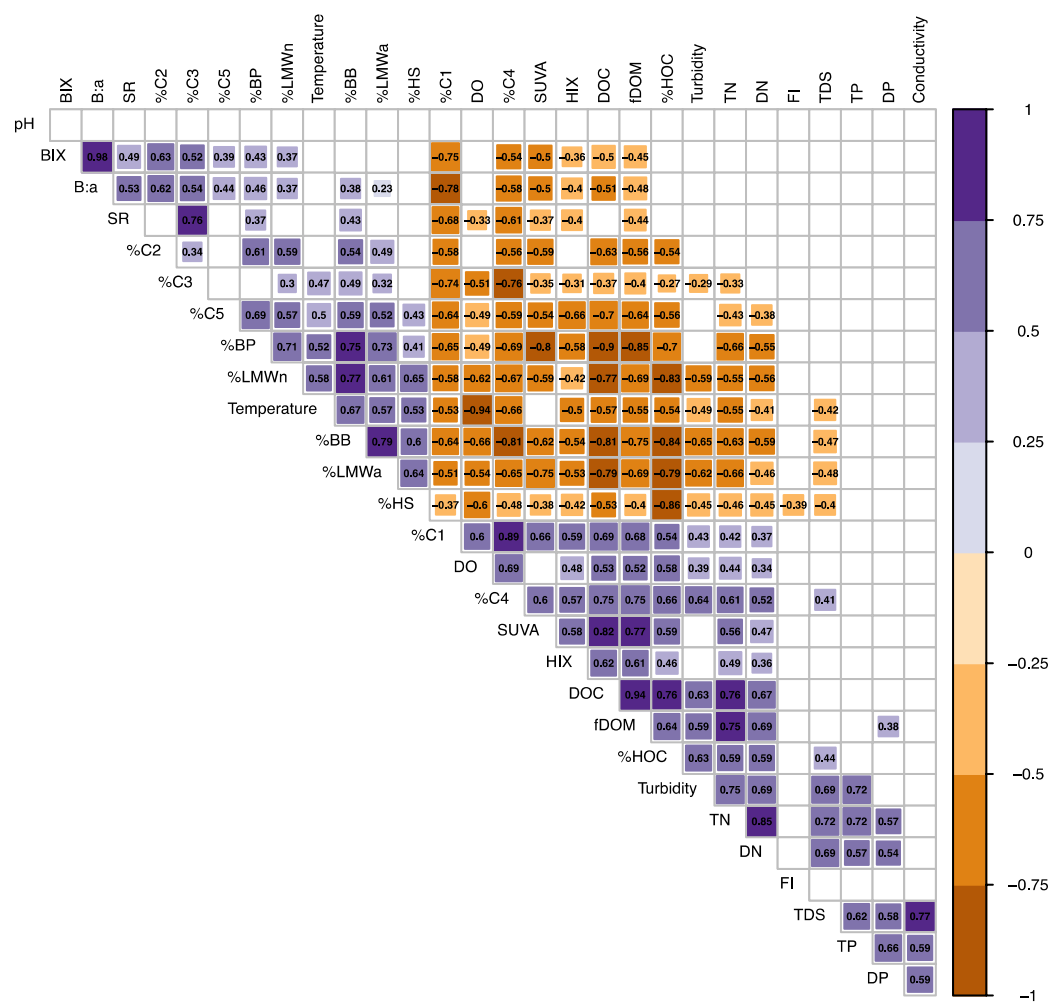


Figure B.5 Spearman correlation matrix of general water quality parameters and DOM characterization results (LC-OCD, PARAFAC and fluorescence indices)

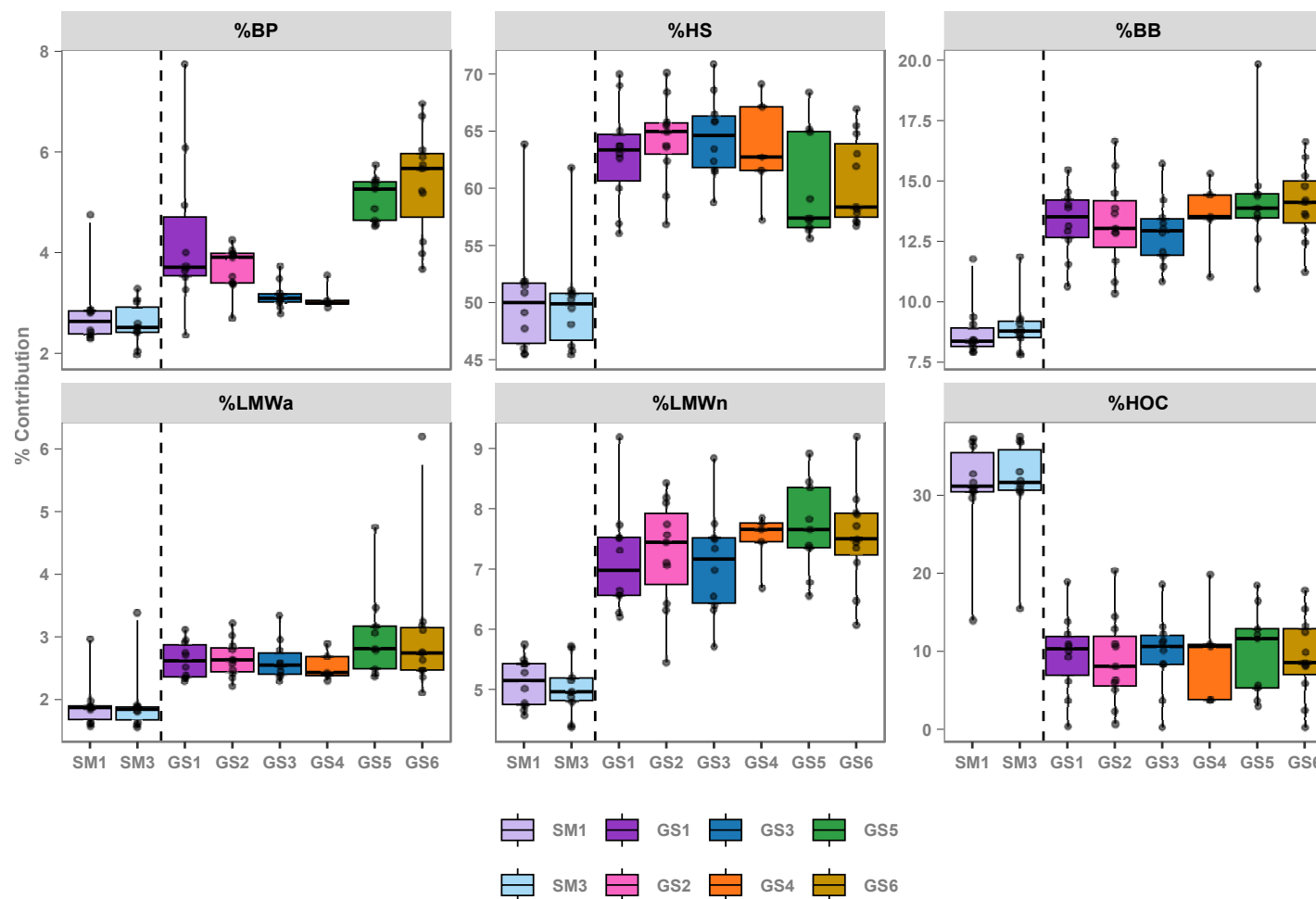


Figure B.6 Proportion (%) of LC-OCD-OND derive dissolved organic matter (DOM) fractions across all sites during snowmelt period and growing season. DOM fractions are: biopolymers (%BP), humic substances (%HS), building blocks (%BB), low molecular weight neutrals (%LMWn) and hydrophobic organic carbon (%HOC).

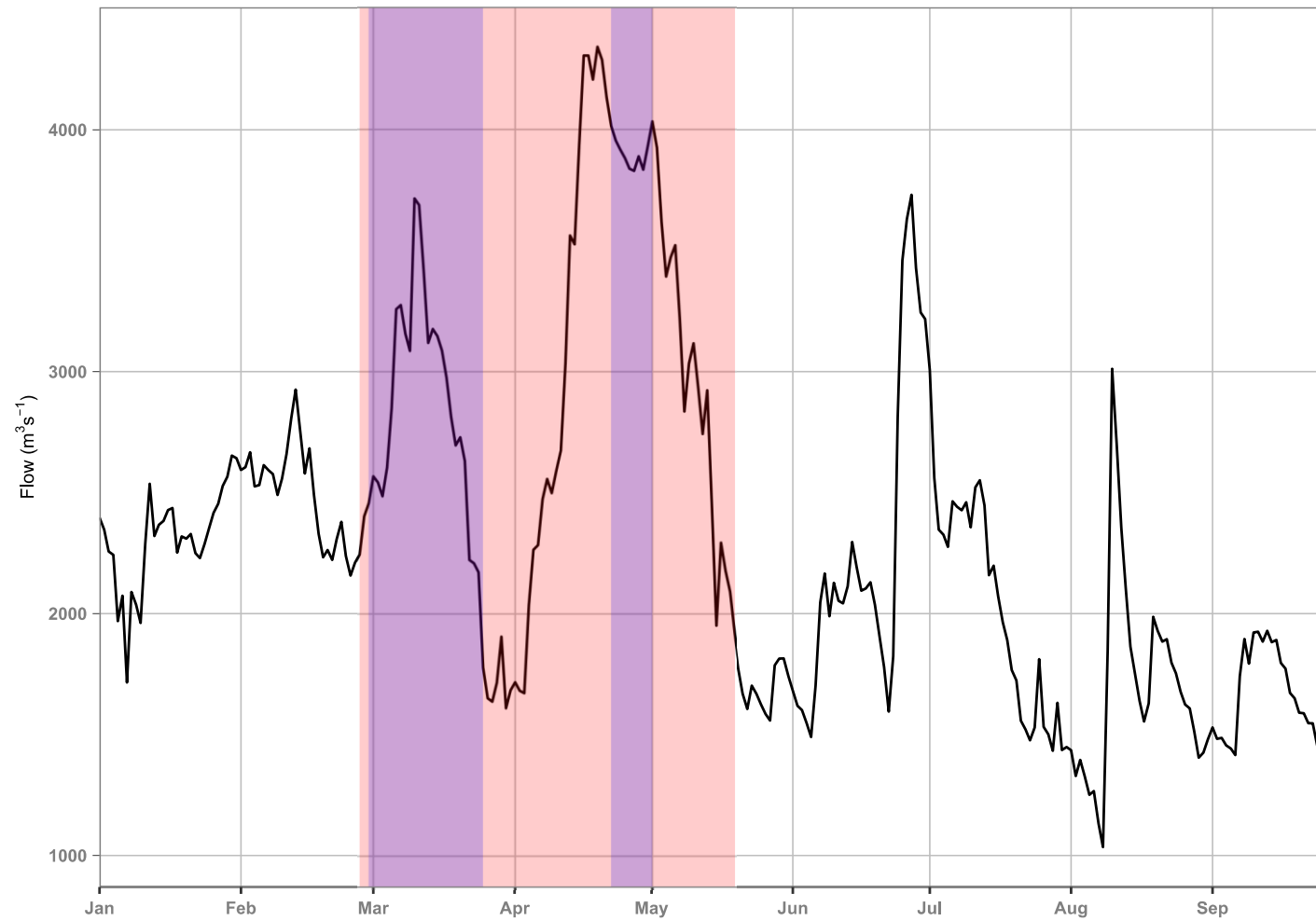


Figure B.7 Hydrograph of the Ottawa River measured at the Carillon dam during 2024. Red rectangle shows the snowmelt period of the watershed; blue rectangles represent period of sampling campaign during the snowmelt.

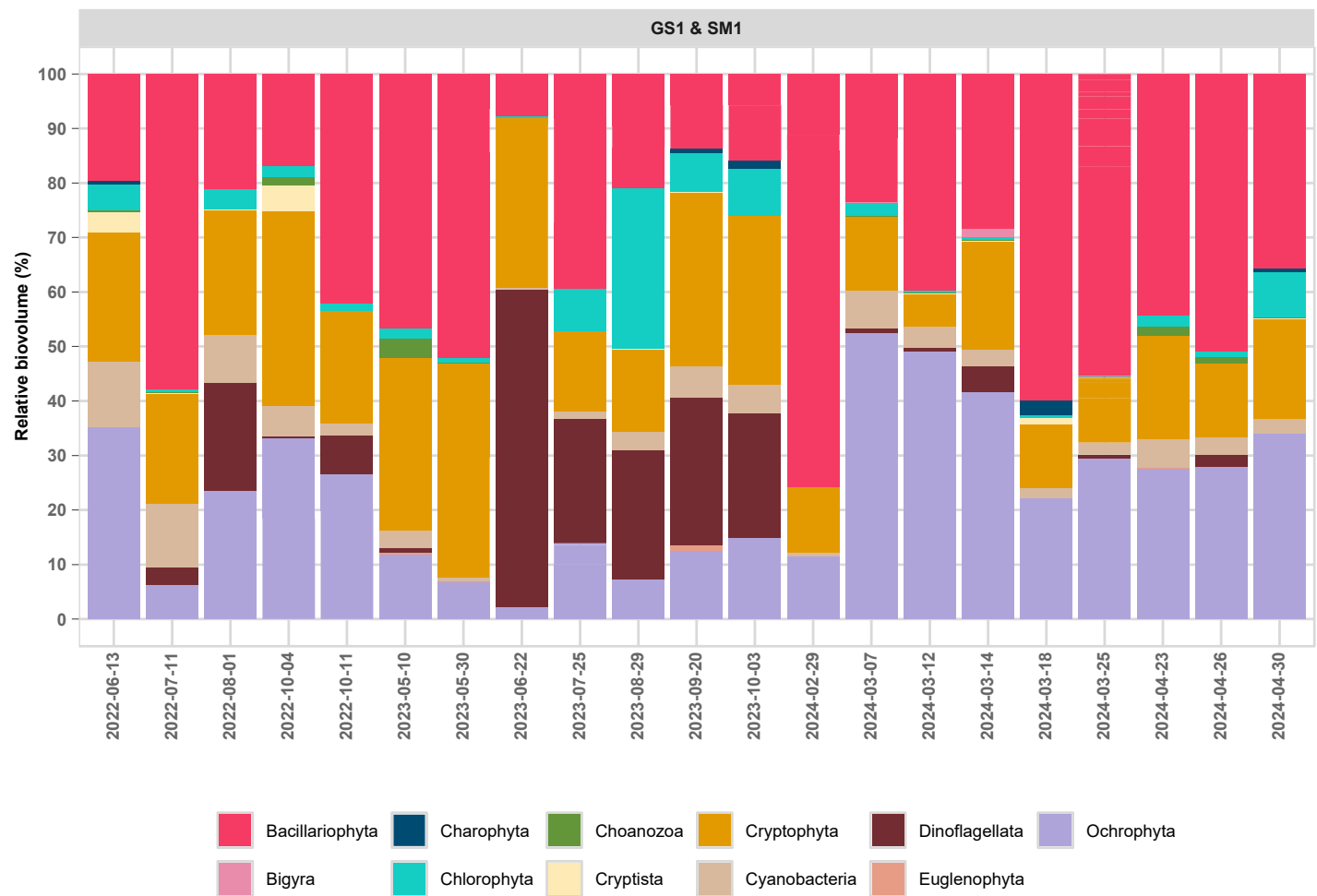


Figure B.8 Average relative percentage biovolume of all phytoplankton groups at sampling site SM1/GS1

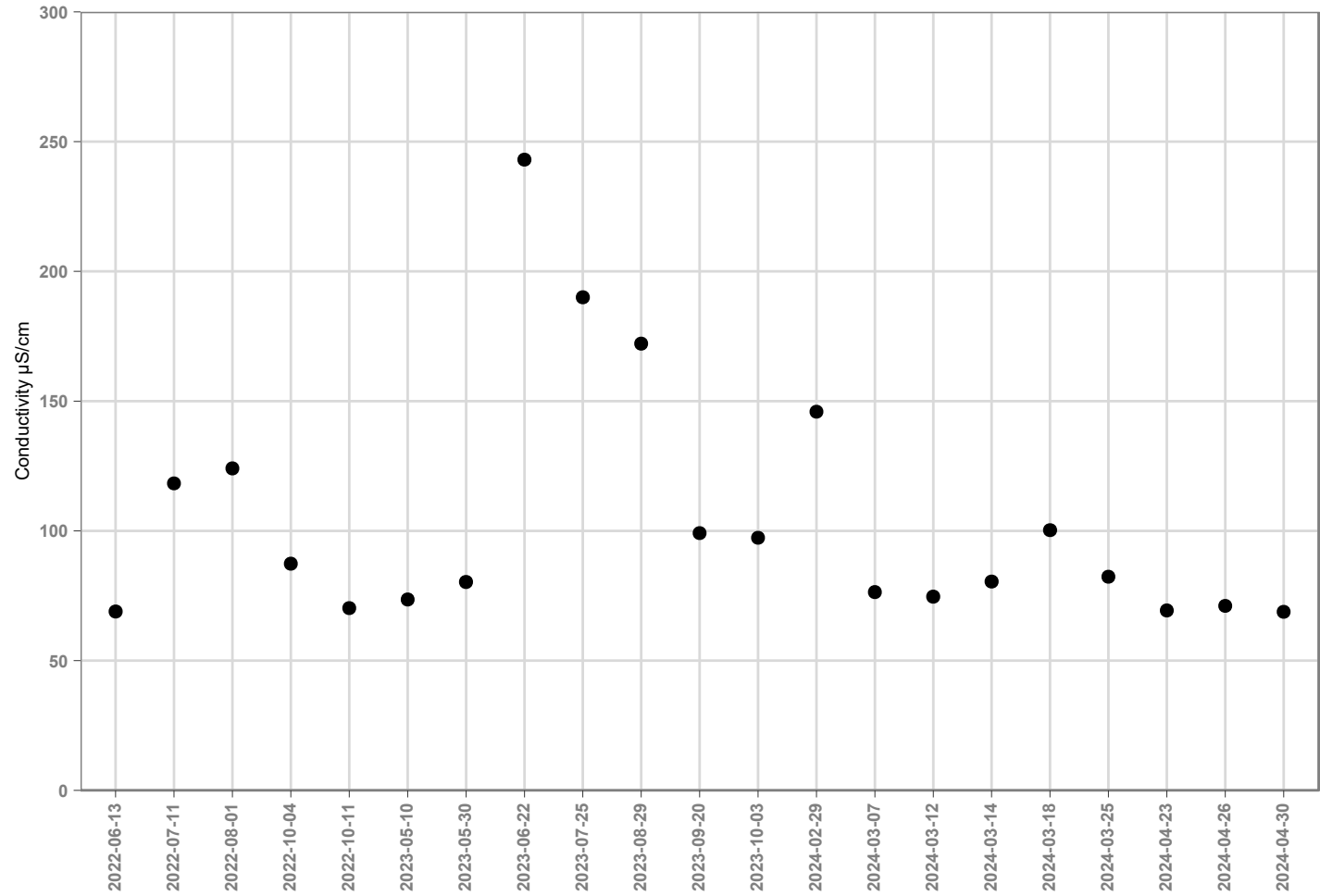


Figure B.9 Temporal variation in conductivity (µS/cm) at sampling site GS1/SM1

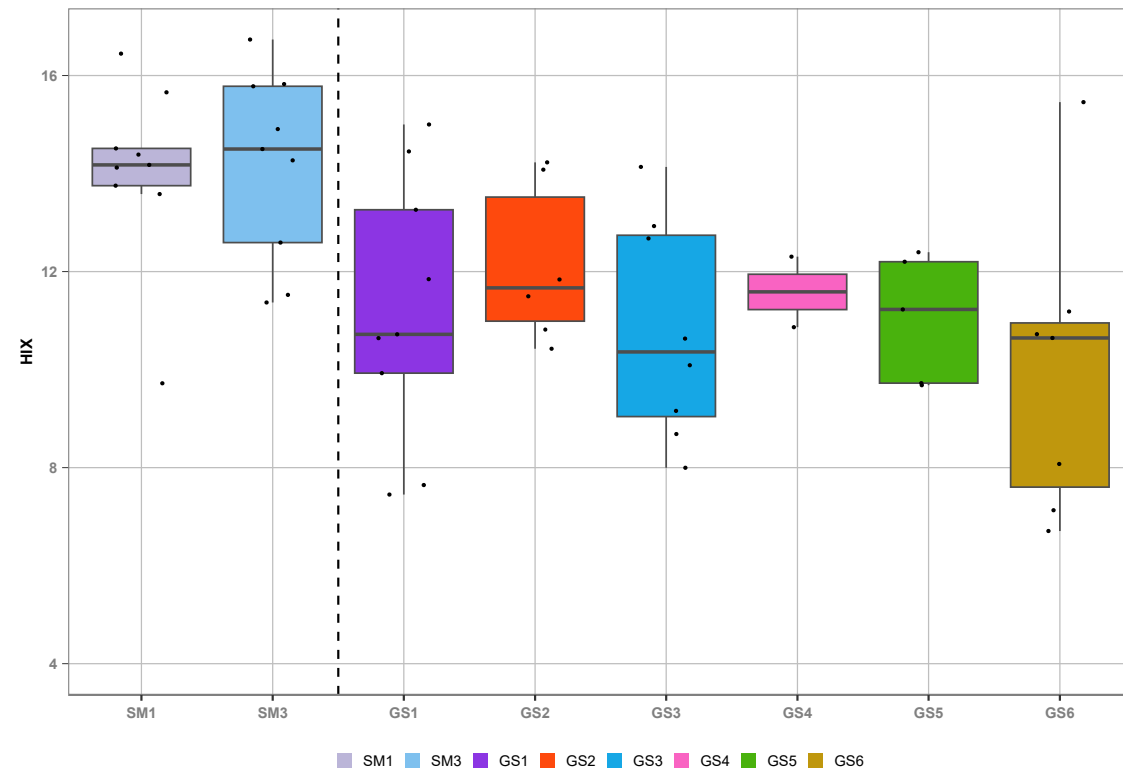


Figure B.10 Average Humification Index (HIX) for the six sampling sites for the snowmelt period and the growing season. Vertical dash line separate sampling period, with snowmelt period at the left side, and growing season at the right side.

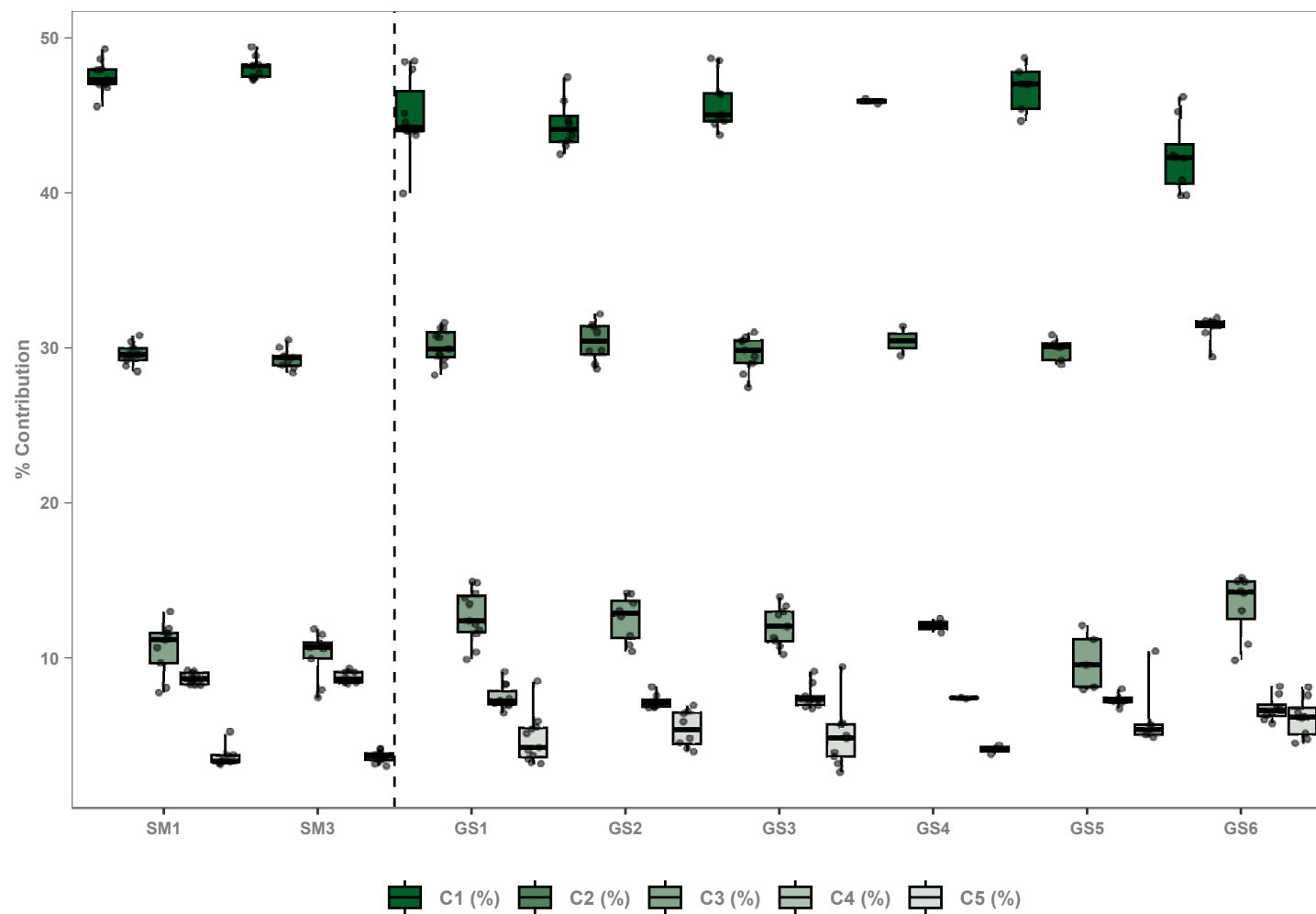


Figure B.11 Boxplot of the contribution of PARAFAC components

Table B.6 Comparison of variations in the proportion (%) of abundance of taxa contributing at 5% (average abundance of occurrence) of total plankton abundance at each sampling sites, during snowmelt and growing season

	Snowmelt period		Growing season					
	SM1	SM3	GS1	GS2	GS3	GS4	GS5	GS6
Chlorophyta								
<i>Botryococcus braunii</i>	—	—	—	—	—	—	5.47	—
Cyanobacteria								
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	—	—	5.27	x	5.13	x	9.89	11.1
<i>Aphanothece clathrata</i> var. <i>brevis</i>	79.3	78.2	83.0	86.5	77.5	72.0	54.1	72.5
Ochrophyta								
<i>Chromulina mikroplankton</i>	—	—	x	x	x	x	7.09	x
<i>Erkenia subaequiciliata</i>	x	x	x	x	x	x	12.2	x
<i>Ochromonas sphagnalis</i>	17.3	17.2	5.38	5.64	7.86	9.79	15.4	11.4

Note: —, specie not recorded; x, specie representing <5% of average biovolume. samples and spp.

Table B.7 Comparison of variations in the proportion (%) of biovolume of taxa contributing at 5% (average biovolume of occurrence) of total plankton biovolume at each sampling sites, during snowmelt and growing season

	Snowmelt period		Growing season					
	SM1	SM3	GS1	GS2	GS3	GS4	GS5	GS6
Bacillariophyta								
<i>Amphora ovalis</i>	22.4	x	—	12.6	—	—	x	—
<i>Amphora pediculus cf</i>	6.70	—	—	—	—	—	—	—
<i>Aulacoseira granulata</i>	x	x	x	x	13.6	x	—	—
<i>Cocconeis placentula</i>	x	x	x	5.23	x	x	x	x
<i>Cyclotella glomerata</i>	9.48	7.92	x	6.80	6.03	x	x	7.13
<i>Cymatopleura elliptica</i>	31.7	—	—	—	—	—	—	—
<i>Cymbella gracilis</i>	—	x	—	—	—	—	—	9.46
<i>Cymbella tumida</i>	x	x	—	—	—	—	8.84	x
<i>Gyrosigma attenuatum</i>	14.5	—	—	—	—	—	—	—
<i>Gyrosigma strigilis</i>	15.2	—	—	—	—	—	—	—
<i>Melosira varians</i>	x	x	12.4	x	x	—	x	x
<i>Navicula viridula</i>	—	—	—	—	—	—	x	5.43
<i>Nitzschia sigmoidea</i>	5.39	x	x	—	—	—	—	—
<i>Stauroneis phoenicenteron</i>	—	—	—	—	—	—	7.40	—
<i>Stephanodiscus niagarae</i>	12.0	—	x	7.89	x	—	—	—
<i>Surirella elegans</i>	—	—	37.9	—	—	—	—	—
<i>Surirella ovalis</i>	—	—	—	x	—	—	—	6.49
<i>Surirella robusta var. splendida</i>	—	—	—	—	—	—	—	36.5

Table B.7 Comparison of variations in the proportion (%) of biovolume of taxa contributing at 5% (average biovolume of occurrence) of total plankton biovolume at each sampling sites, during snowmelt and growing season (Continued)

	Snowmelt period		Growing season					
	SM1	SM3	GS1	GS2	GS3	GS4	GS5	GS6
Charophyta								
<i>Closterium leibleinii</i>	—	—	—	—	—	—	6.51	—
Chlorophyta								
<i>Botryococcus braunii</i>	—	—	—	—	—	—	41.7	—
<i>Carteria wisconsinensis</i>	—	—	x	7.69	x	x	x	x
<i>Coelastrum microporum</i>	—	—	—	—	—	x	—	5.14
<i>Oedogonium spp</i>	—	6.64	—	—	—	—	—	—
<i>Scenedesmus brevispina</i>	—	x	—	—	9.69	—	x	x
<i>Scenedesmus diphormus</i>	x	—	—	x	5.72	—	—	x
<i>Sphaerocystis Schroeteri</i>	x	x	x	x	x	x	5.03	x
Cryptophyta								
<i>Chroomonas acuta</i>	x	x	9.91	11.8	10.6	10.9	x	x
<i>Cryptomonas erosa</i>	7.16	9.94	9.14	18.3	17.4	20.8	x	x
Cyanobacteria								
<i>Gomphosphaeria aponina var. delicatula</i>	x	x	6.08	11.8	x	x	x	x
<i>Lyngbya major</i>	—	—	—	—	x	—	—	30.8
<i>Planktothrix agardhii</i>	x	—	—	x	x	6.54	x	—
Dinoflagellata								
<i>Ceratium hirundinella</i>	—	—	—	—	—	5.83	—	—

Table B.7 Comparison of variations in the proportion (%) of biovolume of taxa contributing at 5% (average biovolume of occurrence) of total plankton biovolume at each sampling sites, during snowmelt and growing season (Continued)

	Snowmelt period		Growing season					
	SM1	SM3	GS1	GS2	GS3	GS4	GS5	GS6
<i>Peridinium aciculiferum</i>	—	x	25.4	13.2	7.01	7.23	—	—
<i>Peridinium inconspicuum f. spiniferum</i>	—	—	8.99	6.62	x	x	x	x
<i>Peridinium pusillum</i>	x	x	x	x	x	x	7.15	x
Euglenophyta								
<i>Trachelomonas volvocina</i>	x	x	x	5.17	x	—	x	x
Ochrophyta								
<i>Ochromonas sphagnalis</i>	25.0	25.6	7.76	7.32	8.47	7.34	18.2	17.1
<i>Erkenia subaequiciliata</i>	x	x	6.43	x	x	x	25.5	13.2
<i>Synura uvella</i>	x	x	14.2	x	x	x	x	x

Note: —, specie not recorded; x, specie representing <5% of average biovolume. samples and spp.

Table B.8 Abbreviation of phytoplankton species

Abbreviation	Species	Abbreviation	Species
<i>Achn mila</i>	<i>Achnanthes microcephala</i>	<i>Diat vulg</i>	<i>Diatoma vulgaris</i>
<i>Achn mima</i>	<i>Achnanthes minutissima</i>	<i>Dino cren</i>	<i>Dinobryon crenulatum</i>
<i>Apc dema</i>	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	<i>Dino cyli</i>	<i>Dinobryon cylindricum</i>
<i>Apc plan</i>	<i>Aphanocapsa planctonica</i>	<i>Erke suba</i>	<i>Erkenia subaequiciliata</i>
<i>Apth clat brev</i>	<i>Aphanothece clathrata</i> var. <i>brevis</i>	<i>Euno pect</i>	<i>Eunotia pectinalis</i>
<i>Aste form</i>	<i>Asterionella formosa</i>	<i>Koli lota</i>	<i>Koliella longiseta</i>
<i>Aulo purd</i>	<i>Aulomonas purdyi</i>	<i>Mall acar</i>	<i>Mallomonas acaroides</i>
<i>Chrm mikr</i>	<i>Chromulina mikroplankton</i>	<i>Mall pata</i>	<i>Mallomonas pseudocoronata</i>
<i>Chro lius</i>	<i>Chroococcus limneticus</i>	<i>Merd circ</i>	<i>Meridion circulare</i>
<i>Chro mius</i>	<i>Chroococcus minimus</i>	<i>Meri tima</i>	<i>Merismopedia tenuissima</i>
<i>Chmo acut</i>	<i>Chroomonas acuta</i>	<i>Ochro spha</i>	<i>Ochromonas sphagnalis</i>
<i>Chyc radi</i>	<i>Chrysococcus radians</i>	<i>Oocy soli</i>	<i>Oocystis solitaria</i>
<i>Chys long</i>	<i>Chrysosphaerella longispina</i>	<i>Oocy subm vari</i>	<i>Oocystis submarina</i> var. <i>variabilis</i>
<i>Clos venu</i>	<i>Closterium venus</i>	<i>Pedi tetr tetr</i>	<i>Pediastrum tetras</i> var. <i>tetraodon</i>
<i>Cocc plac</i>	<i>Cocconeis placentula</i>	<i>Sphc schr</i>	<i>Sphaerocystis Schroeteri</i>
<i>Cruc ttpd</i>	<i>Crucigenia tetrapedia</i>	<i>Stele dich</i>	<i>Stelexomonas dichotoma</i>
<i>Crym eros</i>	<i>Cryptomonas erosa</i>	<i>Syne acus angu</i>	<i>Synedra acus</i> var. <i>angustissima</i>
<i>Crym grac</i>	<i>Cryptomonas gracilis</i>	<i>Syne pulc</i>	<i>Synedra pulchella</i>
<i>Diat elon</i>	<i>Diatoma elongata</i>	<i>Synu uvel</i>	<i>Synura uvella</i>

ANNEXE C INFORMATIONS SUPPLÉMENTAIRES, CHAPITRE 3.

PRÉDICTION DU CARBONE ORGANIQUE TOTAL À UNE PRISE D'EAU POTABLE SITUÉE DANS UNE GRANDE CONFLUENCE FLUVIALE : CONDITIONS ACTUELLES ET FUTURES

Tableau C.1 Informations sommaires des stations de surveillance sélectionnées du jeu de données BQMA

Station number	Description	Latitude	Longitude	Period	Number of samples
04310002	Ottawa River (Carillon dam)	45.567878	-74.3832286	2018-2025	74
00000072	St. Lawrence River (Beauharnois canal)	45.224086	-74.1148716	2018-2025	79

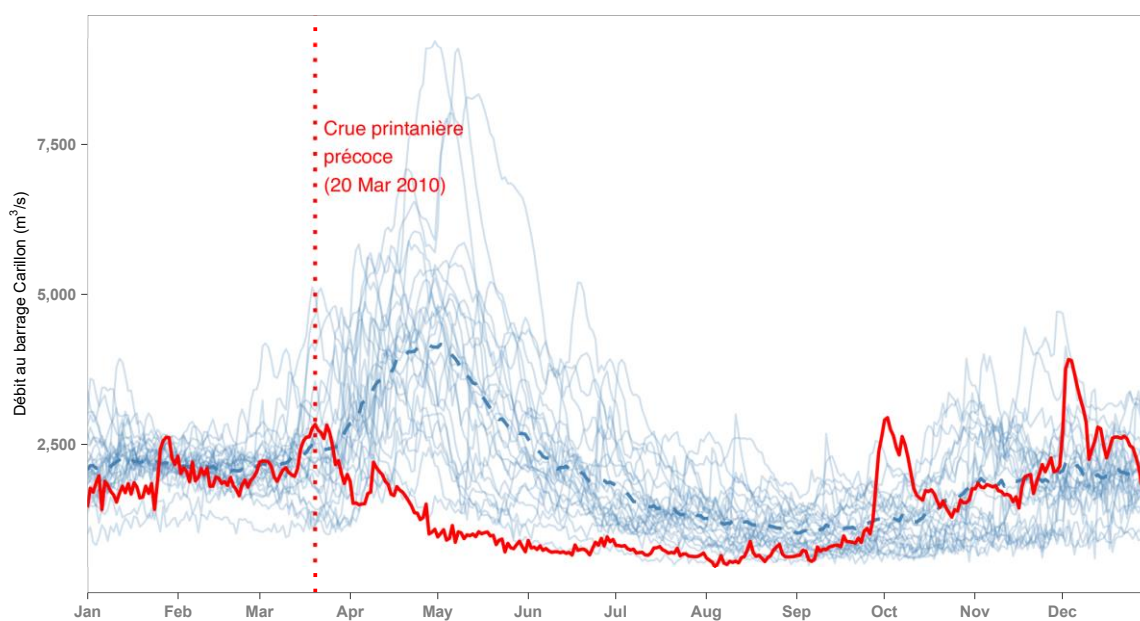


Figure C.1 Débit quotidiens observés au barrage Carillon pour l'année analogue 21 (rouge) et les années de la période de référence 1991-225 (bleu). La ligne pointée représente la médiane historique.

C.1 Revue de littérature sur les projections hydrologiques au sud du Québec et dans le bassin de la rivière des Outaouais

Le développement du scénario s'appuie une revue de cinq études couvrant les projections hydrologiques pour le sud du Québec et du bassin de la rivière des Outaouais. Ces études forment un corpus cohérent dont les conclusions convergent sur les grandes tendances saisonnières attendue.

Hiver. Guay et al. (2015), dans une analyse multi-modèle à l'échelle de la province de Québec, projettent une augmentation des débits hivernaux de l'ordre de 0% à 5%, avec de plus grands changements pour les bassins dans le sud de la province. Shrestha et Seglenieks (2026), dont l'étude porte spécifiquement sur le bassin de la rivière des Outaouais, confirment une hausse des débits hivernaux dont l'amplitude varie selon la station considérée. Cette hausse hivernale est cohérente avec l'augmentation des précipitations hivernales projetée pour le bassin et avec le raccourcissement de la période d'accumulation nivale (Guay et al., 2015; Shrestha & Seglenieks, 2026).

Printemps. L'ensemble des études s'accordent sur deux tendances de fond : (1) une avance temporelle de la crue printanière; et (2) d'une réduction de son volume ou de son débit de pointe. Guay et al. (2015) documentent un transfert de volume du mois d'avril vers le mois de mars dans les bassins du sud du Québec, traduisant un déclenchement plus précoce de la fonte. Shrestha et Seglenieks (2026) quantifient ce décalage à 18 jours plus tôt pour la station la plus au sud du bassin (02LB005) à l'horizon de fin du siècle, et projettent une réduction du débit de pointe printanier de l'ordre de 12%. Bush et Lemmen (2019), dans leur synthèse nationale, confirment que les tendances historiques des rivières canadiennes à régime mixte (nival et pluviale) transitionnent vers un régime pluvial, caractérisé par une crue plus précoce et de moindre amplitude. Arora et al. (2025), à partir du modèle régional CanRCM4 appliqué à six grandes rivières canadiennes, montrent une réduction généralisée des débits de pointe printaniers pour les bassins méridionaux sous RCP4.5.

Été et automne. La convergence de la littérature est particulièrement marquée pour la période estivo-automnale. Guay et al. (2015) projettent une diminution de -0.5% à -3% de la contribution estivale au débit moyen annuel pour les bassins du sud du Québec. Arora et al. (2025) identifient une réduction du ratio ruissellement/précipitation en raison d'une évapotranspiration accrue,

entraînant des débits estivaux réduits pour l'ensemble des grandes rivières méridionales canadiennes. Shrestha et Seglenieks (2026) rapportent une fourchette de -6% à +2% pour les débits estivaux pour la station la plus au sud du bassin (02LB005), et projettent une augmentation du nombre de jours annuels sous le seuil d'étiage Q90. Cette tendance est corroborée par les données observationnelles récentes, où ORK (2024), dans l'analyse des tendances historiques à 17 stations hydrométriques du bassin de l'Outaouais, documentent une augmentation significative du nombre de jours d'étiage en fin d'été dans plusieurs sous-bassins, indiquant que cette tendance est déjà perceptible dans les données historiques.