

Centre Eau Terre Environnement

INDICATEURS POUR L'ÉVALUATION DE LA SANTÉ DES COURS D'EAU EN AVAL DES TOURBIÈRES EN RÉCOLTE

Par
Hermine Betis

Mémoire présenté pour l'obtention du grade de
Maître ès Sciences (M.Sc.)
en sciences de l'eau

Jury d'évaluation

Président du jury et examinatrice interne	Isabelle Lavoie Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau Terre Environnement
Examinatrice externe	Michelle Garneau Département de géographie Université du Québec à Montréal
Directeur de recherche	André St-Hilaire Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau Terre Environnement
Codirecteurs de recherche	Claude Fortin Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau Terre Environnement Sophie Duchesne Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau Terre Environnement

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier en premier lieu, mon directeur de recherche, André St-Hilaire, de m'avoir proposé ce sujet de recherche, car j'ai beaucoup appris de cette maîtrise, sur le projet et sur le travail de terrain. Je souhaite lui exprimer toute ma gratitude pour sa disponibilité, sa compréhension, sa patience, ses conseils et révisions qui m'ont aidée à avancer et à améliorer mon travail. Je remercie ma co-directrice Sophie Duchesne, pour ses conseils et révisions dont j'ai pu bénéficier et pour sa disponibilité. Mes remerciements à mon co-directeur Claude Fortin, pour sa disponibilité, ses conseils, ses éclaircissements et ses révisions.

À mon directeur et mes co-directeurs, ce fut un grand plaisir de travailler avec vous au centre et sur le terrain.

Je remercie le Fonds de recherche du Québec - Nature et technologies et l'Association des producteurs de tourbe horticole du Québec pour leur soutien financier. Je remercie également, les personnes ressources des différentes tourbières avec qui nous avons travaillé et pour leur disponibilité.

Je remercie toutes les personnes qui ont participé de près ou de loin à ce projet de recherche. Je remercie le Laboratoire de Normand Bergeron pour les équipements dont j'ai pu disposer, André Boivin de nous avoir accueillis à la station de recherche de Sacré-Coeur et pour sa disponibilité et le personnel des laboratoires de l'INRS.

Je tiens à remercier les collègues formidables que j'ai eu la chance de rencontrer, pour leur soutien et disponibilité, spécialement, Joannie Beaupré, Maryam Charafi, Sabiha Hafdhi, Laureline Berthot et les stagiaires avec qui j'ai travaillé sur le terrain.

Je remercie mes amis, particulièrement Isbath Sanni, pour son soutien, sa présence, son écoute, son support dans le travail et ses encouragements.

Un grand merci, à mes parents, mon frère et mes sœurs, qui ont été très présents, qui m'ont beaucoup encouragée et soutenue dans des moments plus difficiles.

Pour finir, je souhaite remercier les membres du jury, Isabelle Lavoie et Michelle Garneau qui ont bien voulu évaluer ce mémoire de maîtrise.

RÉSUMÉ

La récolte de tourbe nécessite l'abaissement de la nappe phréatique sur les tourbières par l'entremise d'un réseau de drainage, ce qui peut causer la modification des paramètres physico-chimiques des eaux drainées et des cours d'eau récepteurs. Ces éventuelles modifications peuvent avoir un impact sur la vie aquatique. L'objectif de cette étude est donc de doter les producteurs de tourbe d'outils qui vont leur permettre d'évaluer l'impact potentiel de la récolte de tourbe sur la santé des cours d'eau récepteurs. Deux indicateurs abiotiques ont donc été testés; ceux-ci comprenaient l'adaptation de l'Indice de la Qualité de l'Eau du Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (IQE CCME) et la caractérisation des sédiments qui se déposent dans les cours d'eau récepteurs par la détermination de leur granulométrie, de leur contenu organique et du taux de sédimentation. Ensuite, des indicateurs biotiques ont été utilisés pour évaluer la diversité, l'abondance et la condition de la faune ichthyenne en amont et en aval de la jonction entre le drain évacuateur et le cours d'eau. Cette étude a été effectuée dans trois régions du Québec et une région du Nouveau-Brunswick où les sites de récolte sont concentrés. De cette étude, il ressort que l'utilisation de l'IQE CCME et la détermination du contenu organique des sédiments peuvent être de bons indicateurs pour l'évaluation de l'état des cours d'eau récepteurs.

Mots-clés : Récolte de tourbe; Évaluation de la qualité des cours d'eau récepteurs; Indice de la qualité de l'eau; Granulométrie des sédiments; Taux de sédimentation des sédiments; Contenu en matière organique; Pêche électrique; Indice de Bray-Curtis; Indice de Fulton; Indice de diversité de Simpson

ABSTRACT

Peat harvesting requires the lowering of the water table in peatlands through a drainage network that can cause changes in physico-chemical parameters of drained water and in receiving watercourses, which could affect aquatic life. The objective of this study is therefore to provide peat producers with tools that will allow them to evaluate the potential impact of peat harvesting on the water quality of receiving streams. Two abiotic indicators were tested; they included an adaptation of the Water Quality Index of the Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME WQI) and the characterization of sediments that are deposited in receiving streams by determining their particle size, organic content and sedimentation rate. Then, several biotic indicators were used to assess the diversity, abundance and condition of fish species upstream and downstream of the confluence between the drainage systems and the receiving streams. This study was conducted in three regions of Quebec and one region of New Brunswick where harvest sites are concentrated. From this study, it appears that the use of the CCME WQI and the determination of the organic content of deposited sediments can be good indicators for assessing the state of receiving watercourses.

Keywords : Harvested peatlands; Assessment of receiving water quality; Water quality index; Sediment grain size; Sedimentation rate of sediment; Organic matter content; Electrofishing; Bray-Curtis Index; Fulton Index; Simpson diversity Index

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	III
RÉSUMÉ	V
ABSTRACT	VII
TABLE DES MATIÈRES	IX
LISTE DES FIGURES.....	XI
LISTE DES TABLEAUX	XIII
LISTE DES ÉQUATIONS	XV
LISTE DES ABRÉVIATIONS.....	XVII
PREMIERE PARTIE SYNTHÈSE	1
1 INTRODUCTION.....	3
1.1 LA RECOLTE DE TOURBE	3
1.2 PROBLEMATIQUE	3
1.2.1 <i>Impact sur la qualité de l'eau des tourbières en récolte et des cours d'eau récepteurs.....</i>	<i>3</i>
1.2.2 <i>Potentiel impact sur la qualité de vie des espèces aquatiques</i>	<i>6</i>
1.3 OBJECTIFS ET HYPOTHESES.....	6
1.3.1 <i>L'adaptation d'un indice de la qualité de l'eau</i>	<i>7</i>
1.3.2 <i>La caractérisation des sédiments</i>	<i>8</i>
1.3.3 <i>Étude de la communauté ichthyenne.....</i>	<i>8</i>
1.4 STRUCTURE DU MEMOIRE	9
2 MÉTHODOLOGIE.....	11
2.1 SITES D'ETUDES	11
2.2 APPLICATION DE L'IQE DU CCME A L'EVALUATION DE LA QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE DES COURS D'EAU EN AVAL DES TOURBIERES EN RECOLTE.....	13
2.3 CARACTERISATION DES SEDIMENTS SE DEPOSANT DANS LES COURS D'EAU RECEPTEURS.....	16
2.3.1 <i>Détermination de la granulométrie des sédiments</i>	<i>17</i>
2.3.2 <i>Détermination du taux de sédimentation</i>	<i>18</i>
2.3.3 <i>Quantification de la matière organique contenue dans les sédiments</i>	<i>18</i>
2.4 ÉTUDE DE LA COMMUNAUTE ICHTHYENNE	18
2.4.1 <i>Indice de dissimilarité de Bray-Curtis.....</i>	<i>19</i>
2.4.2 <i>Indice de diversité de Simpson</i>	<i>19</i>
2.4.4 <i>Facteur de condition physiologique de Fulton</i>	<i>20</i>
2.5 TESTS STATISTIQUES	20
3 RÉSULTATS ET DISCUSSION	23

3.1	APPLICATION DE L'IQE DU CCME A L'EVALUATION DE LA QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE DES COURS D'EAU EN AVAL DES TOURBIERES EN RECOLTE.....	23
3.2	CARACTERISATION DES SEDIMENTS SE DEPOSANT DANS LES COURS D'EAU REPECTEURS.....	27
3.2.1	<i>Région R1</i>	27
3.2.2	<i>Région R3</i>	30
3.2.3	<i>Région R4</i>	33
3.3	ÉTUDE DE LA COMMUNAUTE ICHTHYENNE	37
3.3.1	<i>Données biologiques</i>	37
3.3.2	<i>Indices biotiques</i>	39
4	CONCLUSION	41
5	BIBLIOGRAPHIE	45
DEUXIEME PARTIE ARTICLE		49
6	ARTICLE	51
6.1	RESUME.....	53
6.2	ABSTRACT.....	55
6.3	INTRODUCTION	57
6.4	METHODOLOGY	61
6.4.1	<i>Calculation of the CCME Water Quality Index (CCME 2016)</i>	61
6.4.2	<i>Monitoring sites, sampling period and final selection of parameters</i>	63
6.4.3	<i>Calculation of CCME WQIs</i>	67
6.4.4	<i>Statistical tests</i>	67
6.5	RESULTS.....	68
6.5.1	<i>Method 1</i>	68
6.5.2	<i>Comparison between WQI values of methods 1 and 2</i>	70
6.6	DISCUSSION AND CONCLUSIONS	71
6.7	ACKNOWLEDGEMENTS	74
7	BIBLIOGRAPHIE	75
8	ANNEXE I	79
9	ANNEXE II	81
10	ANNEXE III	83
11	ANNEXE IV	87

LISTE DES FIGURES

FIGURE 2.1: EMBLEMES DES SITES ECHANTILLONNES POUR LES ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES DANS LES TOURBIERES EN RECOLTE	12
FIGURE 3.1 : VARIATION DES IQE OBTENUS A PARTIR DES METHODES DE CALCUL 1 ET 2 EN FONCTION DES SITES ETUDIES : LES RIVIERES DE REFERENCE ET LES EAUX PROVENANT DES TOURBIERES EN RECOLTE.....	23
FIGURE 3.2 : DISTRIBUTION GRANULOMETRIQUE DES SEDIMENTS EN POURCENTAGE MASSIQUE POUR CHAQUE DEPLOIEMENT DANS LA REGION R1	28
FIGURE 3.3 : DISTRIBUTION GRANULOMETRIQUE DES SEDIMENTS EN POURCENTAGE MASSIQUE POUR CHAQUE DEPLOIEMENT DANS LA REGION R3.....	31
FIGURE 3.4 : DISTRIBUTION GRANULOMETRIQUE DES SEDIMENTS EN POURCENTAGE MASSIQUE POUR CHAQUE DEPLOIEMENT DANS LA REGION R4.....	34
FIGURE 6.1 : LOCATION OF SAMPLING POINTS IN HARVESTED PEATLANDS.....	65
FIGURE 6.2 : BOXPLOTS OF WQI VALUES FOR EACH TYPE OF SITE SAMPLED IN R1, R2 AND R3	68
FIGURE 6.3 : VARIATION OF WQI VALUES OBTAINED WITH METHOD 1 IN HARVESTED PEATLANDS AND IN REFERENCE STREAMS FOR R1, R2 AND R3	69
FIGURE 6.4 : VARIATION OF WQI VALUES OBTAINED WITH METHOD 2 IN HARVESTED PEATLANDS AND IN REFERENCE STREAMS FOR R1, R2 AND R3	70

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 2.1: CARACTERISTIQUES DES SITES ECHANTILLONNES POUR LA CARACTERISATION DES SEDIMENTS EN SUSPENSION ET DE LA COMMUNAUTE ICHTHYENNE	13
TABLEAU 2.2 : PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES PERTINENTS A L'EVALUATION DE LA QUALITE DE L'EAU DES COURS D'EAU QUI REÇOIVENT L'EAU DRAINEE DES TOURBIERES OU LA TOURBE EST EXTRAITE .	15
TABLEAU 2.3 : PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DISPONIBLES POUR LES TOURBIERES EN RECOLTE ET POUR LES COURS D'EAU RECEPTEURS (MELCC 2018) POUR LA PERIODE D'ETUDE CHOISIE, 2014 A 2016	15
TABLEAU 2.4 : RECOMMANDATIONS CANADIENNES POUR LA QUALITE DE L'ENVIRONNEMENT (RCQE) ET VALEUR SEUIL _{CALCULEE} POUR CHAQUE PARAMETRE CHOISI POUR LE CALCUL DES IQE.....	16
TABLEAU 2.5 : TAILLES DES SEDIMENTS POUR LES DIFFERENTES CLASSES DE GRANULOMETRIE	17
TABLEAU 3.1 : ESPECES DE POISSONS PECHES DANS LA REGION R1-TOURBIERE E ET LA REGION R2-TOURBIERE C.....	37
TABLEAU 3.2 : RESULTATS OBTENUS AVEC LES INDICES DE DISSIMILARITE DE BRAY-CURTIS (BC) ET DE DIVERSITE DE SIMPSON (Ds), MOYENNE DES INDICES DE CONDITION DE FULTON (K) ET LES VALEURS DE P DU TEST DE WMW	39
TABLEAU 6.1 : PHYSICO-CHEMICAL PARAMETERS IN WATER OF NATURAL AND HARVESTED PEATLANDS. NUTRIENTS, IONS, METALS, DISSOLVED ORGANIC CARBON (DOC) AND SUSPENDED SEDIMENTS (SS) CONCENTRATIONS ARE IN MG/L AND THE SPECIFIC CONDUCTIVITY IS IN μ S/CM	58
TABLEAU 6.2 : RELEVANT PARAMETERS FOR ASSESSMENT OF WATER QUALITY FOR THE PROTECTION OF AQUATIC LIFE IN WATERCOURSES DOWNSTREAM OF HARVESTED PEATLANDS	61
TABLEAU 6.3 : SPECIFIC OBJECTIVES FOR THE REGION AND CANADIAN WATER QUALITY GUIDELINES OF THE CCME OF THE PARAMETERS SELECTED FOR THE CALCULATIONS OF WQIS	67
TABLEAU 8.1 : PROFONDEURS MOYENNES \pm ECART-TYPE ET VITESSES MOYENNES (\pm ECART-TYPE) MESUREES AUX SITES AMONT ET AVAL DANS LES DIFFERENTES TOURBIERES D'ETUDE	79
TABLEAU 9.1 : RESULTATS DU TEST DE KRUSKAL-WALLIS DES TROIS DEPLOIEMENTS EN AMONT ET EN AVAL DANS LA TOURBIERE E DE LA REGION R1	81
TABLEAU 9.2 : RESULTATS DU TEST DE KRUSKAL-WALLIS DES TROIS DEPLOIEMENTS EN AMONT ET EN AVAL DANS LA TOURBIERE D DE LA REGION R3	81
TABLEAU 9.3 : RESULTATS DU TEST DE KRUSKAL-WALLIS DES DEUX DEPLOIEMENTS EN AMONT ET EN AVAL DANS LA TOURBIERE F DE LA REGION R4	81
TABLEAU 10.1 : POURCENTAGE MASSIQUE MOYEN DE CHAQUE CLASSE DE SEDIMENTS ET ECART-TYPE DE LA MOYENNE DES SEDIMENTS ECHANTILLONNES DANS LA REGION R1, TOURBIERE E; VALEUR DE P DU TEST DE WILCOXON-MANN-WHITNEY POUR LA COMPARAISON DES RESULTATS ENTRE L'AMONT ET L'AVAL	83
TABLEAU 10.2 : POURCENTAGE MASSIQUE MOYEN DE CHAQUE CLASSE DE SEDIMENTS ET ECART-TYPE DE LA MOYENNE DES SEDIMENTS ECHANTILLONNES DANS LA REGION R3, TOURBIERE D; VALEURS DE P DU TEST DE WILCOXON-MANN-WHITNEY POUR LA COMPARAISON DES RESULTATS ENTRE L'AMONT ET L'AVAL	84
TABLEAU 10.3 : POURCENTAGE MASSIQUE MOYEN DE CHAQUE CLASSE DE SEDIMENTS ET ECART-TYPE DE LA MOYENNE DES SEDIMENTS ECHANTILLONNES DANS LA REGION R4, TOURBIERE F; VALEURS DE P DU TEST DE WILCOXON-MANN-WHITNEY POUR LA COMPARAISON DES RESULTATS ENTRE L'AMONT ET L'AVAL	85
TABLEAU 11.1 PECHÉ DU 05-06-2017, REGION R1, TOURBIERE E	87

TABLEAU 11.2	PECHE DU 15-08-2017, REGION R1, TOURBIERE E	87
TABLEAU 11.3	PECHE DU 28-08-2017, REGION R1, TOURBIERE E	88
TABLEAU 11.4	PECHE DU 16-07-2018, REGION R1, TOURBIERE E	88
TABLEAU 11.5	PECHE DU 15-08-2016, REGION R2, TOURBIERE C	89
TABLEAU 11.6	PECHE DU 17-07-2018, REGION R2, TOURBIERE C	90
TABLEAU 11.7	PECHE DU 13-08-2018, REGION R2, TOURBIERE C	90

LISTE DES ÉQUATIONS

ÉQUATION 1	$F_1 = \frac{\text{NOMBRE DE VARIABLES NON CONFORMES}}{\text{NOMBRE TOTAL DE VARIABLES}} \times 100$	13
ÉQUATION 2	$F_2 = \frac{\text{NOMBRE DE RÉSULTATS NON CONFORMES}}{\text{NOMBRE TOTAL DE RÉSULTATS}} \times 100$	13
Équation 3	$F_3 = \frac{(\sum_{i=1}^n \text{coefficient d'écart}_i) / (\text{Nombre total de résultat})}{(0,01(\sum_{i=1}^n \text{coefficient d'écart}_i) / (\text{Nombre total de résultat})) + 0,01}$	14
ÉQUATION 4	$CCME\ WQI = 100 - \left(\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1,732} \right)$	14
ÉQUATION 5	VALEUR · SEUIL _{CALCULÉE} = MOYENNE ± (2 × ÉCART TYPE)	16
ÉQUATION 6	$\% \text{ MASSE}_{\text{CLASSE I}} = \frac{\text{MASSE}_{\text{CLASSE I}}}{\text{MASSE TOTALE}_{\text{TRAPPE J}}}$	17
ÉQUATION 7	$\text{TAUX DE SÉDIMENTATION} = \frac{\text{MASSES} / \text{SURFACE DE LA TRAPPE}}{\text{NOMBRE DE JOURS DE DÉPLOIEMENT}}$	18
Équation 8	$\% \text{ Matière organique} = \left(\frac{\text{Masse avant brulage} - \text{Masse après brulage}}{\text{Masse avant brulage}} \right) \times 100$	18
ÉQUATION 9	$BC = 1 - \frac{2 \times \sum_{i=1}^S \text{MIN}(I,H)}{\sum I + \sum H}$	19
ÉQUATION 10	$DS = 1 - \sum_{i=1}^S \left(\frac{N_i}{N_{\text{TOT}}} \right)^2$	19
ÉQUATION 11	$K(\text{G}/\text{CM}^3) = 100 \times \frac{M}{L^3}$	20

LISTE DES ABRÉVIATIONS

Al : *Aluminium*

BQMA : *Banque de données sur la Qualité du Milieu Aquatique*

Ca²⁺ : *Calcium*

CCME : *Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement*

Cd : *Cadmium*

Cl⁻ : *Chlorure*

CO₂ : *Dioxyde de carbone*

COD : *Carbone organique dissous*

COT : *Carbone organique total*

Cu : *Cuivre*

CWQ : *Canadian Water Quality*

CWQG : *Canadian Water Quality Guidelines*

DOC : *Dissolved organic carbon*

Ds : *Indice de diversité de Simpson*

F1 : *Étendue*

F2 : *Fréquence*

F3 : *Amplitude*

Fe : *Fer*

FeS : *Sulfure de fer*

Hg : *Mercure*

IQBP : *Indice de la qualité bactériologique et physico-chimique*

IQE : *Indice de la Qualité de l'Eau*

K : *Facteur de condition de Fulton*

K^+ : Potassium

MELCC : *Ministère de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques*

Mg^{2+} : Magnésium

N : Azote

Na^+ : Sodium

NH_3 : Ammoniaque

NH_4^+ : Ammonium

N- NH_3 : Azote ammoniacal

NO_2^- : Nitrite

NO_3^- : Nitrate

NO_x : Oxydes d'azote

O_2 : Oxygène dissous

p : p -value

P : Phosphore

Pb : Plomb

PE : *Sédimentation ponds exit*

P-TOTD : *Phosphore total dissous*

P-TOTS : *Phosphore total en suspension*

P-T-PER : *Phosphore total persulfate*

RCQE : *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*

RSO : *Specific objectives for the region*

S : Soufre

S^{2-} : Sulfure

Sn : Étain

SO_4^{2-} : Sulfate

SS : *Sédiments en suspension*

TOC : *Total organic carbon*

U : *Uranium*

WD : *Downstream watercourse*

WMW : *Wilcoxon-Mann-Whitney*

WQI : *Water Quality Index*

WU : *Upstream watercourse*

WV : *Whitlock-Vibert*

Zn : *Zinc*

Première partie

SYNTHÈSE

1 INTRODUCTION

1.1 La récolte de tourbe

Les tourbières sont des milieux humides caractérisés par une forte accumulation de matière organique qui se compose de matière végétale partiellement décomposée et que l'on nomme « tourbe » (Payette *et al.*, 2001).

Au Canada, environ 90 % des terres humides sont des tourbières (Keys, 1992) et cela représente 113,6 millions d'hectares du territoire Canadien parmi lesquels 29750 hectares sont ou ont été utilisés pour la récolte de tourbe (Canadian Sphagnum Peat Moss Association, 2016). La tourbe récoltée est principalement utilisée au Canada dans l'horticulture pour ses propriétés physiques et chimiques telles que sa capacité de rétention et d'échange d'eau et de gaz, son acidité et sa capacité d'échange de cations (Caron, 2001).

La récolte de tourbe nécessite l'abaissement du niveau de la nappe phréatique, étant donné que les tourbières sont des terres à haute teneur en eau (Shotyk, 1988). Pour ce faire, la végétation est retirée et des canaux de drainage sont creusés. Ainsi, la tourbe séchée au soleil peut être récoltée par aspiration. L'eau drainée va dans certains cas se déverser dans des cours d'eau situés à proximité de ces tourbières, que l'on nommera pour la suite « cours d'eau récepteurs ».

1.2 Problématique

Sachant que les tourbières naturelles sont des écosystèmes permettant la rétention des nutriments, des métaux (Sääksjärvi *et al.*, 2016) et d'autres composés chimiques ainsi que la séquestration du carbone (Payette *et al.*, 2001), le drainage artificiel des tourbières va causer une plus importante lixiviation des composés chimiques contenus dans la tourbe et augmenter le lessivage des particules de tourbe (Surette *et al.*, 2002). Ces changements physico-chimiques, qui se produisent dans l'eau drainée des tourbières en récolte, peuvent donc conduire à la modification de la qualité de l'eau des écosystèmes aquatiques récepteurs et de la qualité de vie des espèces aquatiques qui y vivent.

1.2.1 Impact sur la qualité de l'eau des tourbières en récolte et des cours d'eau récepteurs

En Amérique du Nord, les tourbières principalement utilisées pour l'industrie de la récolte de tourbe sont ombrotrophes (Ferland *et al.*, 1997). Les tourbières ombrotrophes sont un type de tourbière formé par paludification (Payette, 2001), c'est-à-dire que ces tourbières prennent place

dans des milieux humides possédant une nappe phréatique superficielle qui est maintenue par la topographie du site et le climat régional. Elles sont formées par une accumulation de la tourbe qui conduit à un profil bombé dans la partie centrale du système, ce qui empêche l'apport d'éléments nutritifs aux plantes de la tourbière par les eaux de ruissellement environnant (Payette, 2001). Ce sont donc les apports atmosphériques qui alimentent principalement la tourbière en eau et en minéraux, en plus de ceux apportés par la décomposition *in situ* des végétaux. Ces tourbières sont des milieux acides de végétation peu diversifiée, dominée par les sphaignes. Ces milieux sont pauvres en minéraux, avec une faible décomposition de la matière organique (Payette, 2001).

En général, les tourbières sont des milieux où l'eau est mal drainée; elles sont généralement anaérobiques et différents composés chimiques y sont accumulés tels que l'azote (N), le phosphore (P) et le soufre (S) en plus du carbone organique qui, avec l'hydrogène et l'oxygène proviennent de la décomposition partielle des végétaux qui composent la tourbière (Moore, 2001; Shotyk, 1988). Le cycle du carbone, par l'apport et l'émission du dioxyde de carbone (CO_2) atmosphérique durant la photosynthèse (Moore, 2001), tient une place importante dans la formation de la tourbe. Dans les tourbières ombrotrophes, la matière organique dissoute contient du carbone formé par la dégradation microbienne de la matière végétale et est composée de substances humiques, qui incluent des acides humique et fulvique (Moore, 1987; Rendell *et al.*, 2015; Wallage *et al.*, 2006) qui sont en partie responsables de l'acidité des milieux ombrotrophes (Carpenter *et al.*, 1981). La matière organique a aussi la capacité de retenir les nutriments et d'adsorber les métaux et de nombreux contaminants. En plus du CO_2 apporté par l'atmosphère dans les tourbières, il y a aussi l'apport par les précipitations et les dépôts secs de contaminants et métaux tels que le mercure (Hg), le plomb (Pb), l'étain (Sn), le cuivre (Cu), le cadmium (Cd) le zinc (Zn) (Moore, 2001; Shotyk, 1988) et d'autres composés chimiques tels que le sulfate (SO_4^{2-}), l'ammonium (NH_4^+) et le nitrate (NO_3^-). En condition anaérobique, le SO_4^{2-} apporté par l'atmosphère subit une réduction en sulfure (S^{2-}) causant la précipitation du Fer (Fe) en sulfure de fer (FeS); ce processus conduit à l'augmentation du pH. Lors de la diminution du niveau de la nappe souterraine associée au drainage de la tourbière, il peut se produire la réaction inverse, soit la formation de SO_4^{2-} et une diminution du pH (Proctor, 1995).

Lorsque les tourbières sont utilisées pour la récolte de tourbe, le drainage artificiel de ces tourbières conduit à un apport plus important de particules de tourbe dans les cours d'eau récepteurs (Moore *et al.*, 2001). Ce drainage expose la tourbe à l'air, ce qui augmente le taux de décomposition (Holden *et al.*, 2006), favorise la minéralisation des éléments nutritifs présents

dans la tourbe (Holden *et al.*, 2006; Nieminen *et al.*, 2017) et la décomposition microbienne de la matière végétale (Moore *et al.*, 2001). Ces changements ont pour effets la libération du carbone organique dissous (COD) (Moore *et al.*, 2001; Nieminen *et al.*, 2017) et la modification du transport des métaux traces et polluants (Surette *et al.*, 2002; Thurman, 2012). Les résultats obtenus dans les travaux de Comeau *et al.* (1986), Glaser (1992), Wind-Mulder *et al.* (1996) et Holden *et al.* (2006), concernant le potentiel impact de la récolte de la tourbe sur la qualité de l'eau des tourbières, montraient une modification dans les concentrations des composés suivants dans l'eau des tourbières : NH_4^+ , NO_3^- , P, pH, calcium (Ca^{2+}), magnésium (Mg^{2+}), sodium (Na^+), potassium (K^+), chlorure (Cl^-), SO_4^{2-} . De plus, Wind-Mulder *et al.* (1996) et Holden *et al.* (2006) ont mentionné que l'utilisation des tourbières pour la récolte de tourbe peut mener à une augmentation de la conductivité et du COD dans l'eau des tourbières. Pavey *et al.* (2007) ont mesuré une augmentation de la quantité de sédiments en suspension (SS) dans les eaux de drainage, comparativement à une tourbière naturelle. Moore *et al.* (1987) ont mesuré une augmentation de la concentration en fer et Holden *et al.* (2006), une augmentation des métaux suivants : Hg, manganèse (Mn) et aluminium (Al).

Le drainage des tourbières et l'augmentation de ces composés dans l'eau drainée peuvent contribuer à augmenter la concentration de ces composés chimiques dans les cours d'eau récepteurs. En effet, dans des études traitant du potentiel impact sur la qualité des cours d'eau en aval de quelques tourbières utilisées pour la récolte de tourbe au Canada, une possible augmentation de la concentration de sédiments en suspension dû au transport des particules de tourbes dans les eaux drainées des tourbières a été soulignée (Daigle *et al.*, 2001). Une augmentation de la concentration en COD (Wallage *et al.*, 2006), une augmentation de la concentration en Al, Mn et de la conductivité (Andersen *et al.*, 2011) et une augmentation de la concentration en nutriments (St-Hilaire *et al.* 2004) ont aussi été observées dans certains cas. De plus, l'eau des tourbières étant acide à cause de la présence d'acides humiques et fulviques, le drainage des tourbières peut aussi provoquer la modification du pH de ces cours d'eau (Surette *et al.*, 2002). Carpenter *et al.* (1981) mentionnent aussi dans leur article sur la récolte de tourbe, qu'un apport en nutriments et en substances humiques peut contribuer au transport du phosphore dans les cours d'eau récepteurs et à un apport de métaux transportés par les particules de tourbe (par exemple : Cu, Ni, Pb, Hg, Uranium (U)).

1.2.2 Potentiel impact sur la qualité de vie des espèces aquatiques

Les espèces aquatiques ont la capacité d'absorber les substances à partir de l'eau et par leur alimentation (CCME, 2007). Face à la pollution des cours d'eau et la modification des habitats, certaines espèces peuvent être plus tolérantes à ces perturbations et d'autres plus sensibles (Desroches *et al.*, 2013). L'assemblage des espèces aquatiques va donc être influencé par différentes conditions du milieu aquatique, telles que les conditions physiques et chimiques (CCME, 2007).

La modification du pH des cours d'eau peut affecter la physiologie des poissons et rendre toxiques certains éléments chimiques; par exemple, cela peut contribuer à favoriser la méthylation du mercure (McKean *et al.*, 1991; Surette *et al.*, 2002). L'apport de sédiments en suspension par l'eau de drainage peut réduire la qualité de l'habitat des espèces aquatiques, ce qui peut causer une diminution de la densité et de la diversité des populations résidant dans ces cours d'eau, mais aussi, affecter la survie et la reproduction des espèces aquatiques (Bilotta *et al.*, 2008; Ouellette *et al.*, 2006). Dans sa revue sur l'effet des tourbières sur la qualité de l'eau, l'habitat du poisson et de la faune au Canada, Glooschenko (1990) mentionne quelques impacts possibles de la récolte de la tourbe sur le biote qui sont, entre autres, l'altération de la survie des poissons et des œufs due à l'augmentation de la charge de sédiments dans l'eau et à l'augmentation de la température de l'eau de drainage, la libération de composés toxiques tels que le méthylmercure contenu dans les sédiments et l'augmentation de la matière organique dans l'eau, qui cause la diminution de l'oxygène dissous (O₂). Cette diminution d'O₂ et l'augmentation du contenu en nutriments dans les eaux de drainage favorisent l'eutrophisation des cours d'eau récepteurs, ce qui peut conduire à la réduction de la diversité spécifique aquatique (Kløve, 2001). La charge plus importante de sédiments en suspension augmente la turbidité des cours d'eau récepteurs et provoque la diminution de la photosynthèse, diminuant ainsi la disponibilité de nourriture comme la végétation du fond consommée par le biote.

1.3 Objectifs et hypothèses

Le principal objectif de cette étude était de fournir aux producteurs de tourbe des outils leur permettant d'évaluer l'impact de la récolte de la tourbe sur les cours d'eau qui reçoivent l'eau drainée des tourbières. Afin d'évaluer l'impact potentiel sur les écosystèmes aquatiques, tant sur le plan physico-chimique que biologique, des indicateurs abiotiques et des indicateurs biotiques ont été testés.

Comme mentionné précédemment, les indicateurs abiotiques, qui concernent l'étude de ce qui n'est pas vivant, consistaient à adapter un indice de la qualité de l'eau à l'évaluation des cours d'eau qui reçoivent l'eau drainée des tourbières en production et à caractériser les sédiments qui se déposent dans ces cours d'eau. Les indicateurs biotiques, qui concernent plutôt l'étude du vivant, ont consisté à caractériser les espèces de poissons présentes dans ces cours d'eau. L'étude a donc comporté trois objectifs spécifiques, qui sont décrits dans les sections 1.3.1 à 1.3.3.

1.3.1 L'adaptation d'un indice de la qualité de l'eau

Ce premier objectif spécifique a consisté à adapter l'indice de la qualité de l'eau développé par le Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (IQE du CCME) à notre cas d'étude et à comparer la qualité physico-chimique des eaux qui sortent des tourbières en production par rapport à celle de l'ensemble des cours d'eau dans trois régions du Québec. Cet indice a été retenu, plutôt que l'indice de la qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP) qui permet d'évaluer la qualité générale de l'eau des rivières du Québec, car l'IQBP est déterminé à partir de paramètres physico-chimiques précis (Hébert *et al.*, 2005) contrairement à l'IQE du CCME qui laisse le choix des paramètres physico-chimiques pertinents à l'objectif visé (CCME, 2016). Parmi ces paramètres, il y a les coliformes fécaux qui ne sont pas pertinents dans le cas de l'évaluation du potentiel impact de la récolte de tourbe sur les cours d'eau récepteurs.

L'IQE du CCME est un outil mathématique qui permet de colliger les données de plusieurs paramètres physico-chimiques et de fournir, par un calcul, un résultat simple et facile à comprendre et à communiquer au public (CCME, 2016). Il renseigne sur l'état général de l'eau et peut permettre de suivre l'évolution de la qualité de l'eau et d'effectuer la comparaison entre différents sites à condition que les mêmes paramètres physico-chimiques soient utilisés pour les calculs de l'IQE. Son calcul se base sur le respect ou non des valeurs seuils des paramètres physico-chimiques, dépendamment de l'utilisation de l'eau. Le résultat obtenu varie de 0 pour une mauvaise qualité de l'eau à 100 pour une excellente qualité de l'eau (CCME, 2016). Dans cette étude, l'utilisation de l'IQE du CCME visait la protection de la vie aquatique et son adaptation a consisté, grâce à une revue de la littérature, à mettre en évidence les paramètres physico-chimiques qui sont pertinents au milieu d'étude, lesquels ont été mentionnés dans la section 1.2.1. L'IQE du CCME a ensuite été appliqué pour comparer la qualité des eaux des tourbières où la tourbe est récoltée par rapport à celle de plusieurs rivières dans chaque région étudiée.

On suppose que l'eau de drainage riche en différents composés chimiques va contribuer à diminuer la valeur de l'IQE du CCME des eaux de drainage et/ou des eaux échantillonnées en aval des tourbières récoltées. Ainsi, dans une région donnée, la qualité de ces eaux serait moins bonne par rapport à celle des cours d'eau qui ne reçoivent pas l'eau drainée des tourbières en récolte.

1.3.2 La caractérisation des sédiments

Le drainage des tourbières pour la récolte de tourbe peut modifier localement le régime naturel des sédiments dans les cours d'eau récepteurs (Pavey *et al.*, 2007). Il peut se produire une augmentation de la quantité de sédiments en suspension et de son contenu en particules de tourbes dans l'eau drainée des tourbières, ainsi qu'une augmentation du taux de sédimentation dans une partie de ces cours d'eau (Wood *et al.*, 1997 ; Marttila *et al.*, 2008).

Conséquemment, le deuxième objectif spécifique consiste à évaluer le potentiel impact de la récolte de tourbe sur la quantité et les caractéristiques des sédiments qui se déposent dans les cours d'eau récepteurs par : l'échantillonnage des sédiments en suspension qui se déposent en aval du point de rejet de l'eau drainée d'une tourbière en production et en amont de ce point de rejet, la détermination de la quantité et de la distribution granulométrique des sédiments qui s'y déposent, la détermination du taux de sédimentation et de la quantité de matière organique contenue dans ces sédiments.

On suppose que s'il n'y avait pas d'impact de la récolte de tourbe sur le régime des sédiments dans les cours d'eau récepteurs et sur leurs caractéristiques, il n'y aurait pas de différence significative entre l'amont et l'aval dans la granulométrie des sédiments, le taux de sédimentation et la quantité de matière organique contenue dans les sédiments échantillonnés.

1.3.3 Étude de la communauté ichthyenne

Au vu des différents impacts que peut subir le biote, suite à la modification de la qualité physico-chimique de l'eau et de l'habitat aquatique, ce troisième objectif a pour but d'identifier les espèces de poisson présentes en amont et en aval du point de rejet de l'eau de drainage dans les cours d'eau récepteurs et à déterminer leur abondance, diversité et la condition physiologique des poissons (rapport poids-longueur). Ceci, afin de détecter s'il y a une possible détérioration dans la condition des poissons échantillonnés en aval, ainsi qu'une différence dans l'abondance et la diversité des poissons entre l'amont et l'aval.

Pour ce faire, les données biologiques de la communauté ichthyenne prises à la suite de l'échantillonnage des cours d'eau récepteurs ont été utilisées dans le calcul de différents indices qui sont : l'indice de dissimilarité de Bray-Curtis, l'indice de diversité de Simpson et l'indice de condition de Fulton.

L'indice de dissimilarité de Bray Curtis est un indice qui renseigne sur l'existence d'une différence entre les communautés de deux échantillons différents. C'est une métrique qui permet d'étudier la réponse d'une communauté par rapport à un facteur. Dans cette étude, le facteur est l'emplacement du site étudié, soit l'amont et l'aval d'un cours d'eau qui reçoit l'eau drainée des tourbières exploitées. Son calcul se fait à partir des données du nombre d'individus par espèces présentes dans les sites amont et aval que l'on veut comparer. Un résultat égal à 0 signifie que l'assemblage des espèces est identique et plus la valeur augmente, plus l'assemblage des espèces tend à être différent (Shaw, 2009).

La diversité d'un écosystème comprend deux éléments qui sont la richesse et l'équilibre (Shaw, 2009); une réduction de la richesse spécifique dans une communauté peut être liée à une diminution de la qualité du milieu aquatique (Magurran *et al.*, 2008). L'indice de Simpson a été utilisé dans la présente étude dans le but de comparer la diversité des poissons entre l'amont et l'aval. Cet indice est une mesure de la diversité des organismes dans un échantillon donné. Son calcul se base sur la probabilité que deux individus choisis au hasard dans un échantillon appartiennent à des espèces différentes. Son résultat varie de 0 pour une condition de diversité spécifique nulle à 1 pour une condition de haute diversité.

L'augmentation de la concentration de sédiments en suspension dans les cours d'eau récepteurs peut diminuer la disponibilité de la nourriture pour les poissons, en partie à cause de la diminution de la photosynthèse et de la réduction des proies vivant dans ces habitats (Nash *et al.*, 2006; Wood *et al.*, 1997). Ainsi, les conditions de nutrition des poissons peuvent être modifiées par les changements que peut subir l'environnement aquatique (Nash *et al.*, 2006). L'indice de condition de Fulton est donc un indice qui permettra de quantifier l'embonpoint des poissons à partir de la mesure de leur poids et de leur taille (Lohéac, 2008). Plus le résultat de l'indice est élevé, plus la condition du poisson est bonne (Nash *et al.*, 2006).

1.4 Structure du mémoire

Le mémoire est rédigé sous forme de mémoire par article. La première partie présente une synthèse de la méthodologie et des résultats repris dans l'article (qui porte uniquement sur l'indice de qualité de l'eau) et des autres travaux qui ont été effectués durant le projet de recherche.

L'article intitulé « Development of a Water Quality Index to watercourses downstream of harvested peatlands » est présenté dans la partie deux de ce mémoire. Il sera soumis à la revue « Water Quality Research Journal ».

2 MÉTHODOLOGIE

2.1 Sites d'études

Les sites d'études se situent dans trois régions du Québec et dans une région du Nouveau-Brunswick. Pour des raisons de confidentialité, les régions ne seront pas nommées. Dans chaque tourbière où la tourbe est récoltée, les eaux drainées des canaux sont dirigées vers des bassins de sédimentation, avant d'atteindre les cours d'eau récepteurs. Ces bassins de sédimentation sont des dispositifs mis en place pour que l'eau y passe un certain temps afin de permettre aux particules en suspension de se déposer dans le but de diminuer l'apport de matière en suspension dans les cours d'eau récepteurs (Samson-Dô *et al.*, 2018).

L'application de l'IQE du CCME a nécessité la collecte des données physico-chimiques auprès des producteurs de tourbe et du Ministère de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques (MELCC) pour les trois régions du Québec étudiées soit R1, R2 et R3. La Figure 2.1 présente l'emplacement des différents sites qui ont été échantillonnés dans les tourbières de chaque région ; ces tourbières sont de type ombrotrophe. Dans la tourbière A de la région R1, où l'épaisseur du dépôt tourbeux est d'environ 3 mètres, les échantillonnages ont été effectués à la sortie des bassins de sédimentation aux sites R1-1 et R1-2. Dans la région R2, les échantillonnages à la sortie des bassins de sédimentation ont été effectués aux points R2-B1 et R2-B2 dans la tourbière B, et aux points R2-C1, R2-C2 et R2-C3 dans la tourbière C. Dans la tourbière D de la région R3, les échantillonnages ont été effectués à la sortie des bassins de sédimentation aux points R3-1, R3-2, R3-3 et R3-4. Dans cette même tourbière, un cours d'eau récepteur a été échantillonné, soit le point en amont du rejet de l'eau drainée de la tourbière R3-Am et le point en aval du rejet de l'eau de drainage R3-Av. Dans les régions R2 et R3, les tourbières ont une épaisseur de dépôt tourbeux qui varie de 2 à 3 mètres.

Les données récupérées auprès du MELCC afin d'établir une base de comparaison proviennent de la Banque de données sur la Qualité du Milieu Aquatique (BQMA). Cette banque regroupe des données physico-chimiques des eaux de surface des stations d'échantillonnage faisant partie du programme Réseau-rivières dans le suivi de la qualité de l'eau des rivières (Ministère de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques (MELCC), 2018). Les rivières échantillonnées situées à une distance minimale de 4 km et maximale de 200 km des tourbières sont considérées dans cette étude comme des rivières de référence. Les données physico-chimiques de 19 rivières dans la région R1, de 12 rivières dans la région R2 et de 18 rivières dans la région R3 ont été utilisées.

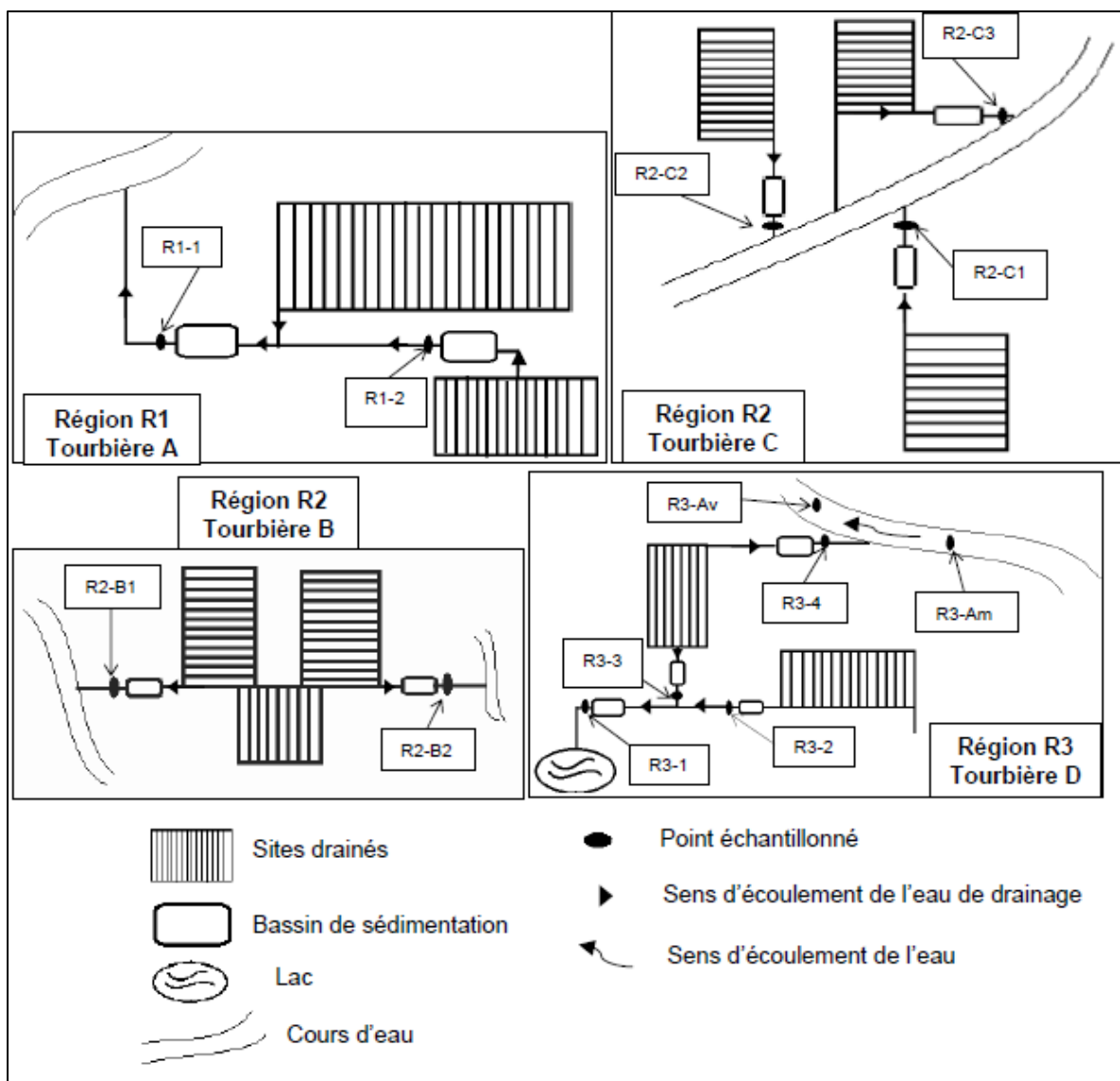


Figure 2.1: Emplacements des sites échantillonnés pour les analyses physico-chimiques dans les tourbières en récolte

Au cours de ce projet, des échantillonnages ont été effectués dans les cours d'eau qui reçoivent l'eau drainée des tourbières en récolte. La caractérisation des sédiments qui se déposent dans le cours d'eau récepteur a été effectuée dans la tourbière E située dans la région R1 avec une épaisseur de dépôt tourbeux d'environ 4 à 5 mètres, la tourbière D située dans la région R3 et la tourbière F située dans la région R4 avec des épaisseurs de dépôt tourbeux d'environ 3 mètres. L'étude de la communauté ichthyenne a été effectuée dans les cours d'eau qui reçoivent l'eau des tourbières E et C des régions R1 et R2 respectivement. Le Tableau 2.1 présente les caractéristiques de ces cours d'eau. Les échantillonnages ont été faits selon une étude de « contrôle-impact », avec l'amont qui représentait le milieu « contrôle », situé avant le rejet de

l'eau de drainage qui provient du bassin de sédimentation, et l'aval, le milieu « impact » qui subit potentiellement un impact, situé après le rejet de l'eau de drainage.

Tableau 2.1: Caractéristiques des sites échantillonnés pour la caractérisation des sédiments en suspension et de la communauté ichthyenne

Région Tourbière	Caractérisation	Type de cours d'eau (Largeur)	Distance confluence-amont	Distance confluence-aval	Substrat amont	Substrat aval	Remarques
R1-E	Communauté ichthyenne Sédiments en suspension	Ruisseau (2,40 à 4,30 m)	20 m	30 m	Argile Roches Vase	Argile Roches Vase Végétaux	-
R2-C	Communauté ichthyenne	Rivière (9,00 à 10,60 m)	15 m	7 m	Gravier Roches Sable Végétaux	Gravier Roches Sable Végétaux	-
R3-D	Sédiments en suspension	Ruisseau (1,55 à 3,80 m)	103 m	1210 m	Gravier Roches Sable Vase	Roches Sable	Présence d'une route de gravier au niveau du site amont
R4-F	Sédiments en suspension	Rivière (15,00 à 25,00 m)	140 m	25 m	Algues Sable Vase	Sable Végétaux	Présence d'un marais entre le bassin de sédimentation et le cours d'eau récepteur

2.2 Application de l'IQE du CCME à l'évaluation de la qualité physico-chimique des cours d'eau en aval des tourbières en récolte

Le calcul de l'IQE du CCME se base sur la détermination de trois facteurs qui sont :

L'étendue (F1), qui s'obtient à partir de l'Équation 1

$$\text{Équation 1} \quad F_1 = \frac{\text{Nombre de variables non conformes}}{\text{Nombre total de variables}} \times 100$$

La fréquence (F2), qui s'obtient grâce à l'Équation 2

$$\text{Équation 2} \quad F_2 = \frac{\text{Nombre de résultats non conformes}}{\text{Nombre total de résultats}} \times 100$$

L'amplitude (F3), qui se calcule grâce à l'Équation 3, et qui nécessite auparavant la détermination des coefficients d'écart (par rapport à la norme) pour chaque résultat qui ne respecte pas les valeurs seuils recommandées.

$$\text{Équation 3} \quad F_3 = \frac{(\sum_{i=1}^n \text{coefficient d'écart}_i) / (\text{Nombre total de résultat})}{(0,01(\sum_{i=1}^n \text{coefficient d'écart}_i) / (\text{Nombre total de résultat})) + 0,01}$$

Les trois facteurs sont ensuite combinés dans un calcul (Équation 4)

$$\text{Équation 4} \quad CCME WQI = 100 - \left(\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1,732} \right)$$

Le résultat final qui varie de 0 à 100 est divisé en différentes classes de la qualité de l'eau qui sont les suivantes :

Excellente : de 95 à 100

Bonne : de 80 à 94

Moyenne : de 65 à 79

Médiocre : de 45 à 64

Mauvaise : de 0 à 44

Dans ce travail, les valeurs d'IQE du CCME ont été calculées à l'aide du calculateur d'IQE, version 1.2, développé par le CCME (CCME, 2014). L'utilisation de l'IQE du CCME a nécessité le choix de la période d'étude, le choix d'au moins quatre paramètres physico-chimiques échantillonnés au moins deux fois durant l'année (pendant les mois sans glace, d'avril à octobre) sur trois années consécutives et le choix des valeurs recommandées pour chaque paramètre choisi.

L'étude s'est faite à partir des données physico-chimiques collectées sur une période allant de 2014 à 2016.

Le Tableau 2.2 présente un récapitulatif par catégorie des paramètres physico-chimiques pertinents à l'évaluation de l'état des cours d'eau récepteurs; il inclut aussi les paramètres qui sont importants à l'évaluation de la qualité de l'eau de ruissellement pour la protection de la vie aquatique (CCME, 2016).

Tableau 2.2 : Paramètres physico-chimiques pertinents à l'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau qui reçoivent l'eau drainée des tourbières où la tourbe est extraite

Catégories	1- Paramètres organiques et physiques	2- Nutriments	3- Métaux	4- Autres paramètres inorganiques
Paramètres	Carbone organique total (COT) ^a COD ^a SS ^a Turbidité ^a Conductivité	Ammoniaque (NH ₃) ^a NH ₄ ⁺ NO ₃ ^{-a} Nitrite (NO ₂ ⁻) ^a P total ^a N total Phosphore total dissous (P-TOTD)	Fe Al ^a Mn Cu ^a Ni Pb ^a Hg U Cd ^a Zn ^a	pH ^a Ca Mg Na K Cl SO ₄ ²⁻

a : Paramètres physico-chimiques importants pour l'évaluation de la qualité de l'eau de ruissellement pour la protection de la vie aquatique.

Le Tableau 2.3 présente en quatre catégories les paramètres physico-chimiques disponibles pour les rivières de référence et pour les tourbières en récolte. Ce choix est basé sur la liste du Tableau 2.2, croisée avec la disponibilité des données durant la période d'étude.

Tableau 2.3 : Paramètres physico-chimiques disponibles pour les tourbières en récolte et pour les cours d'eau récepteurs (MELCC 2018) pour la période d'étude choisie, 2014 à 2016

Sites Paramètres	R1-A	R2-B, R2-C, R3-D	Cours d'eau de références
1- Paramètres organiques et physiques	SS, Conductivité	SS, Conductivité	SS, COD, turbidité, Conductivité
2- Nutriments	N-NH ₃	N-NH ₃ , NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , P total	N-NH ₃ , NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , N-total, P-TOTD, P-TOTS, P-T-PER
3- Métaux	Fe	Cu, Fe, Mn, Zn	-
4- Autres paramètres inorganiques	pH, Na ⁺	pH, Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , K ⁺ , Na ⁺	pH, oxyde d'azote (NO _x),

N-NH₃ : Azote ammoniacal; P-TOTS : Phosphore total en suspension; P-T-PER : Phosphore total persulfate; NO_x : Oxydes d'azote

En tenant compte des données dont nous disposons et de la liste des paramètres du Tableau 2.3, les paramètres suivants, mesurés sur tous les sites, ont servi au calcul des IQE : pH, SS, N-NH₃ et conductivité. Le choix des valeurs seuils s'est fait à partir des recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement (RCQE) développées par le CCME (CCME, 2007). Pour la conductivité, paramètre pour lequel il n'y avait pas de recommandation, une valeur

seuil a été calculée à partir des données physico-chimiques régionales recueillies dans chaque région et compilées dans la BQMA, grâce à la relation suivante (Équation 5) (CCME, 2003; Rosemond *et al.*, 2009).

$$\text{Équation 5} \quad \text{Valeur} \cdot \text{seuil}_{\text{calculée}} = \text{Moyenne} \pm (2 \times \text{écart type})$$

Afin de tenir compte du pH, qui peut être naturellement acide dans les cours d'eau en aval des tourbières, due à l'acidité des eaux de drainage (St-Hilaire *et al.*, 2004), une valeur seuil a été calculée pour le pH à l'aide de l'Équation 5 pour les trois régions.

Pour cela, des IQE ont été calculés selon deux méthodes. La Méthode-1 et la Méthode-2 se différenciaient par le choix de la valeur seuil pour le pH. La Méthode-1 consistait à utiliser comme valeur seuil, la valeur donnée dans les RCQE et la Méthode-2 a consisté à utiliser comme valeur seuil pour chaque région, la valeur-seuil_{calculée} qui a été déterminée à partir des données physico-chimiques de l'eau des tourbières naturelles de plusieurs régions du Québec collectées par Andersen *et al.* (2011), parmi lesquelles les données de pH sont mentionnées. Le Tableau 2.4 présente les valeurs seuils pour chaque paramètre utilisé dans le calcul des IQE.

Tableau 2.4 : Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement (RCQE) et valeur-seuil_{calculée} pour chaque paramètre choisi pour le calcul des IQE.

Paramètres	RCQE	Valeur-seuil _{calculée}		
		R1	R2	R3
N-NH ₃ (mg/L)	Calculé en fonction du pH et de la température	-	-	-
SS (mg/L)	25	-	-	-
pH	6,5 à 9	5,1	3,7	2,7
Conductivité (µS/cm)	-	422,7	105,5	380,1

2.3 Caractérisation des sédiments se déposant dans les cours d'eau récepteurs

Afin de caractériser les sédiments qui se déposent dans les cours d'eau récepteurs, des trappes à sédiments ont été posées dans le lit du cours d'eau sur les sites en amont et en aval du site de rejet des eaux de drainage. Les trappes utilisées sont des boîtes de Whitlock-Vibert (WV) (St-Hilaire *et al.*, 2005); ce sont des boîtes de polypropylène perforées mesurant 13,5 cm de long, 5,6 cm de largeur et 8,5 cm de profondeur. Les trous rectangulaires du dessus de la boîte permettaient de retenir les sédiments fins ayant un diamètre inférieur à 3 mm. Avant de déployer les trappes, les côtés et le dessous de chaque trappe ont été recouverts de ruban adhésif épais qui empêche les sédiments fins de s'échapper vers le fond ou en aval. Ensuite, pour retenir les

sédiments, chacune d'elles a été remplie de graviers propres de diamètres compris entre 1,5 cm et 2,5 cm, puis chaque trappe a été fixée à une planche d'environ 20 cm par 25 cm permettant de l'ancrer au fond. Le choix des emplacements s'est fait par la mesure des vitesses et profondeurs de plusieurs tronçons, afin d'avoir des conditions hydrologiques le plus possible semblables entre l'amont et l'aval. Les vitesses et profondeurs pour chaque région d'étude sont présentées à l'ANNEXE I, Tableau 8.1.

Dans les tourbières étudiées, soit la tourbière E région R1, la tourbière D région R3 et la tourbière F région R4, six trappes ont été posées en amont et six autres en aval.

Deux à trois déploiements ont été effectués durant l'été 2017. Lorsque les trappes du premier déploiement étaient remplies aux trois quarts, celles-ci étaient retirées et remplacées par les trappes du deuxième déploiement; il en a été de même pour le troisième déploiement et ce, afin d'éviter la saturation des boîtes WV. Dans la tourbière E, les périodes de déploiement ont été du 5 juin au 20 juillet, du 20 juillet au 28 août et du 28 août au 16 octobre. Dans la tourbière D, les périodes de déploiement ont été du 6 juin au 25 juillet, du 25 juillet au 30 août et du 30 août au 7 novembre. Dans la tourbière F, les périodes de déploiement ont été du 15 juin au 8 août et du 8 août au 22 novembre.

2.3.1 Détermination de la granulométrie des sédiments

Lorsque les trappes étaient retirées du cours d'eau, les sédiments étaient ensuite extraits des trappes en laboratoire, et séparés des graviers. Ensuite, ils ont été séchés et tamisés afin de les séparer selon leur granulométrie. Le Tableau 2.5 présente les tailles de sédiments (μm) que comprend chaque classe de sédiments. La masse de chaque classe i a été déterminée pour chaque trappe j ; elles ont été ensuite converties en pourcentage de masse (Équation 6).

Tableau 2.5 : Tailles des sédiments pour les différentes classes de granulométrie

Classe de sédiment	Argile/limon	Sable fin	Sable moyen	Sable grossier	Sable très grossier	Gravier fin
Taille (μm)	0,1 - 62	63 – 249	250 – 499	500 – 999	1000 – 1999	2000 - 3999

$$\text{Équation 6} \quad \% \text{ masse}_{\text{classe } i} = \frac{\text{masse}_{\text{classe } i}}{\text{masse totale}_{\text{trappe } j}}$$

Ensuite, une moyenne des pourcentages de masse des six trappes a été effectuée pour chaque classe de granulométrie.

2.3.2 Détermination du taux de sédimentation

Pour chaque classe de granulométrie et par trappe, le taux de sédimentation en g/m²/jour a été déterminé grâce à la formule suivante (Équation 7) :

$$\text{Équation 7} \quad \textit{Taux de sédimentation} = \frac{\textit{Masses} / \textit{Surface de la trappe}}{\textit{Nombre de jours de déploiement}}$$

Ensuite, une moyenne des taux de sédimentation des six trappes a été effectuée pour chaque classe de granulométrie.

2.3.3 Quantification de la matière organique contenue dans les sédiments

Pour chaque trappe et classe de granulométrie, la quantité de matière organique a été déterminée à l'aide de la méthode par perte au feu (Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques, 2017); les échantillons étaient chauffés à 550 °C pendant 2 heures dans un four à fusion. La perte au feu est une méthode qui permet d'estimer la quantité de matière organique après brulage en effectuant la différence entre la masse de l'échantillon avant et après brulage. Ainsi, le pourcentage de matière organique (Équation 8) a été déterminé pour chaque trappe. Par la suite, la moyenne des résultats obtenus pour les six trappes a été calculée.

$$\text{Équation 8} \quad \% \textit{ Matière organique} = \left(\frac{\textit{Masse avant brulage} - \textit{Masse après brulage}}{\textit{Masse avant brulage}} \right) \times 100$$

2.4 Étude de la communauté ichthyenne

Cette étude s'est faite à l'aide de la pêcheuse électrique LR-24 Electrofisher, cet appareil consiste à envoyer un courant électrique dans l'eau dans le but d'étourdir les poissons pour permettre leur capture (Bouzillé, 2014). Le choix des sites dans la tourbière C de la région R2 s'est aussi fait en fonction des conditions hydrologiques, soit la vitesse et la profondeur, qui doivent être similaires en amont et en aval. Les sites de pêche dans tourbière A de la région R1 se trouvaient en aval des trappes à sédiments déployées. Pour chaque pêche effectuée, les poissons capturés étaient identifiés (espèce), la longueur à la fourche et la longueur totale, mesurées et leurs masses, déterminées. Les temps de pêche étaient semblables entre l'amont et l'aval. Pour chaque pêche effectuée, l'indice de dissimilarité de Bray-Curtis, l'indice de diversité de Simpson et le facteur de condition de Fulton ont été déterminés.

2.4.1 Indice de dissimilarité de Bray-Curtis

L'indice de dissimilarité de Bray Curtis (BC) se calcule grâce à la formule suivante (Équation 9) :

$$\text{Équation 9} \quad BC = 1 - \frac{2 \times \sum_{i=1}^s \text{Min}(I,H)}{\sum I + \sum H}$$

Avec : Différentes espèces variant de $i = 1$ à s $I =$ Amont $H =$ Aval

$\text{Min}(I, H)$ = Correspond au nombre de poissons d'une espèce i dans l'échantillon (soit I , soit J) qui possède le moins de poissons de cette espèce i .

$\sum I$ = Nombre total de poissons pêchés dans l'échantillon I

$\sum H$ = Nombre total de poissons pêchés dans l'échantillon H

Plus le résultat obtenu tend vers 1, plus la différence dans l'assemblage des poissons est importante entre l'amont et l'aval.

2.4.2 Indice de diversité de Simpson

L'indice de diversité de Simpson (D_s) se calcule, dans un premier temps, par la détermination de la probabilité de pêcher une espèce i , puis, dans un second temps, par la détermination de la probabilité que, si deux individus sont choisis au hasard dans un échantillon, ils appartiendront à la même espèce i . La valeur de l'indice de diversité de Simpson s'obtient par la somme des probabilités calculées pour chaque espèce (Équation 10).

$$\text{Équation 10} \quad D_s = 1 - \sum_{i=1}^s \left(\frac{N_i}{N_{tot}} \right)^2$$

Avec : Différentes espèces variant de $i = 1$ à s

N_i = Nombre de poissons de l'espèce i

N_{tot} = Nombre total de poissons

Un D_s a été calculé pour les poissons pêchés en amont et ceux pêchés en aval. Plus le résultat obtenu tend vers 1, plus la diversité dans un échantillon est importante.

2.4.4 Facteur de condition physiologique de Fulton

Le facteur de condition de Fulton (K) se calcule grâce à la relation suivante (Équation 11).

$$\text{Équation 11} \quad K(\text{g/cm}^3) = 100 \times \frac{M}{L^3}$$

Avec M = Poids (g)

L = Longueur totale (cm)

Ce facteur a permis de comparer la condition physiologique des poissons pêchés en amont par rapport à ceux pêchés en aval.

2.5 Tests statistiques

Les résultats des calculs de l'IQE du CCME obtenus pour les cours d'eau échantillonnés dans les tourbières ont été comparés à ceux obtenus pour les rivières de référence à l'aide du test statistique de Wilcoxon-Mann-Whitney (WMW). Ceux obtenus des méthodes de calcul des IQE (Méthode-1 et Méthode-2) ont été comparés à l'aide du test par paires de Mann-Whitney. Les résultats d'IQE obtenus par région ont été présentés sous forme de diagrammes de boîte à moustaches.

Une boîte à moustache est une représentation de la variation des données dans un échantillon, Ici, elle représente la variation des valeurs d'IQE pour chaque région. Elle est constituée du 25^{ème} quantile (Q1), du 50^{ème} quantile (la médiane) et du 75^{ème} quantile (Q3); les barres situées aux extrémités de la boîte permettent de mettre en évidence les valeurs extrêmes par la méthode de l'interquartile (les points situés au-dessus de la barre du haut ou en dessous de la barre du bas).

Les résultats obtenus pour la caractérisation des sédiments en amont, soit la granulométrie des sédiments, le taux de sédimentation et le contenu en matière organique dans les sédiments échantillonnés, ont été comparés à ceux obtenus en aval à l'aide du test de Wilcoxon-Mann-Whitney. Le test de Kruskal-Wallis a été utilisé pour comparer les résultats des trois périodes de déploiement des trappes à sédiments, afin de déterminer si les comparaisons entre l'amont et l'aval devraient être faites par période de déploiement ou sur l'ensemble des périodes de déploiement.

Le test de Wilcoxon-Mann-Whitney est un test non paramétrique, qui a pour hypothèse nulle que les populations de deux échantillons sont identiques. Lorsque la valeur de la p-value (p) est inférieure à celle du niveau de confiance ($\alpha = 0,05$), l'hypothèse nulle est rejetée (Rosenthal,

2011). Le test de Kruskal-Wallis, qui est aussi un test non paramétrique, permet de comparer les populations de deux ou plusieurs échantillons avec les mêmes hypothèses que le test de Wilcoxon-Mann-Whitney.

Le test par paires de Mann-Whitney permet une comparaison multiple, avec comme hypothèse nulle que les médianes des échantillons comparés par paires sont identiques. L'hypothèse nulle est rejetée lorsque la valeur de p obtenue est inférieure au niveau de confiance α ($\alpha = 0,05$).

3 RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Application de l'IQE du CCME à l'évaluation de la qualité physico-chimique des cours d'eau en aval des tourbières en récolte

La Figure 3.1 présente sous forme de diagrammes de boîtes à moustaches les résultats d'IQE obtenus par les méthodes 1 et 2 pour les régions d'études R1, R2 et R3 en fonction des sites d'études, soit : les cours d'eau de référence et les sites échantillonnés dans les tourbières en récolte. Cette figure présente aussi les valeurs de p obtenues du test de Wilcoxon-Mann-Withney (WMW).

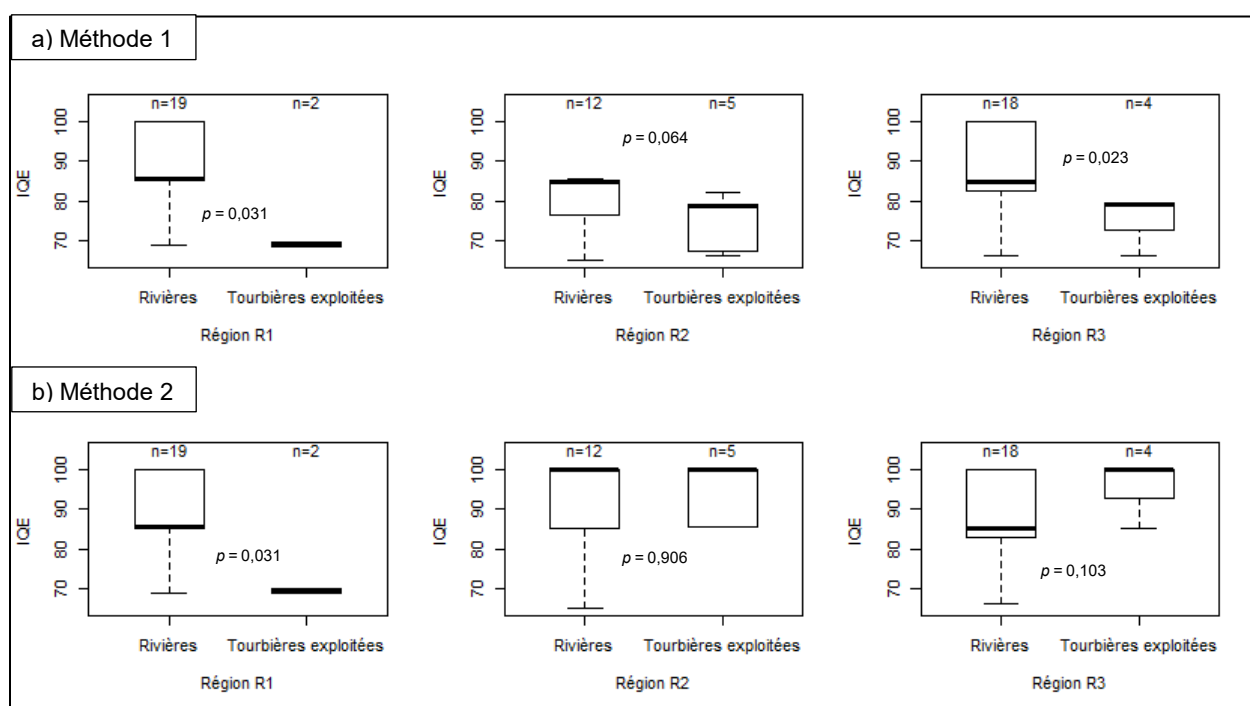


Figure 3.1 : Variation des IQE obtenus à partir des méthodes de calcul 1 et 2 en fonction des sites étudiés : les rivières de référence et les eaux provenant des tourbières en récolte.

Dans la région R1, on suppose que les IQE calculés avec la taille d'échantillons $n = 2$ de la tourbière A (sites R1-2 et R1-2) (Figure 2.1) sont représentatifs de la qualité des eaux qui sortent des bassins de sédimentation dans cette région. Avec la Méthode-1, qui consistait à utiliser, comme valeurs seuils, les RCQE pour tous les paramètres utilisés dans ce calcul, l'IQE médian obtenu est de 69,2. Cette valeur indique que la qualité de l'eau échantillonnée à la sortie des bassins de sédimentation est de qualité moyenne, lorsque l'IQE est calculé à l'aide des mesures de conductivité, N-NH₃, pH et SS. En comparaison, les rivières de référence de cette région ($n = 19$) montrent une qualité de l'eau qui varie de moyenne à bonne avec un IQE médian de 85,5.

Le test de WMW montre que les IQE des eaux provenant de la tourbière en récolte sont significativement différents de ceux des rivières de référence ($p = 0,031$). Le calculateur de l'IQE du CCME utilisé pour effectuer les calculs a permis d'observer que ce sont surtout le pH mais aussi le $N-NH_3$ qui diminuent la valeur de l'IQE dans la tourbière étudiée. Dans les rivières de référence, ce sont les SS et la conductivité qui affectent la qualité de l'eau.

Avec la Méthode-2, qui consistait à utiliser comme valeur seuil pour le pH la valeur seuil_{calculée} afin de tenir compte du pH spécifique à la région et au milieu d'étude, le test par paire de Mann-Whitney a montré qu'il n'y a pas de différence significative entre les résultats obtenus avec la Méthode-1 et ceux obtenus avec la Méthode-2 pour la tourbière A (IQE médian = 69,4; $p = 0,667$) et pour les rivières de référence (IQE médian = 85,5; $p = 1,000$). Dans la tourbière A, le résultat s'explique par le fait que la valeur seuil_{calculée} du pH de la limite inférieure est de 5,1 et qu'il y a un plus grand nombre de données qui sont inférieures à cette valeur. L'utilisation de la RCQE ou de la valeur seuil_{calculée} donne très peu de différence. On suppose donc que dans cette région, pour l'évaluation de la qualité de l'eau qui sort des tourbières en récolte, si on se fie aux données qui ont été utilisées pour calculer la valeur seuil_{calculée}, l'utilisation de la valeur seuil du CCME (la RCQE) serait adéquate.

Dans la région R2, avec la Méthode-1, pour les eaux échantillonnées dans les tourbières B et C ($n = 5$) (Figure 2.1), l'IQE médian est de 79,0; ce qui veut dire que la qualité de l'eau est moyenne si l'on tient compte seulement des variables utilisées dans ce calcul. Il a été observé que certaines données de pH et de conductivité ne respectent pas leurs valeurs seuils correspondantes. Par rapport à la conductivité, le pH est le paramètre qui le plus souvent ne respecte pas la valeur seuil correspondante et qui affecte le plus la valeur de l'IQE. Pour les rivières de référence ($n = 12$), l'IQE médian est de 84,9, ce qui indique une bonne qualité de l'eau; les variables qui affectaient les résultats de l'IQE sont le pH, les SS et la conductivité. Le test de WMW a montré que la distribution des valeurs d'IQE dans les tourbières n'était pas significativement différente de celle des rivières de référence ($p = 0,064$).

Avec la Méthode-2, la qualité de l'eau dans les tourbières et les rivières de référence est devenue meilleure, avec un IQE médian de 100 (3 valeurs sur 5 sont égales à 100) pour les eaux en aval des tourbières exploitées et un IQE médian de 100 pour les rivières de référence (7 valeurs sur 12 sont égales à 100); ce qui signifie que la qualité de ces eaux est excellente. Le test par paire de Mann-Whitney a montré, pour les tourbières et les rivières de référence, une différence significative entre les résultats obtenus avec la Méthode-1 et ceux obtenus avec la Méthode-2 avec respectivement une valeur p de 0,003 et de 0,005. Les résultats obtenus grâce à la Méthode-

2 montrent, par le test par paire de Mann-Whitney, que la qualité de l'eau des tourbières n'est pas significativement différente de celle des rivières de référence ($p = 0,906$). Avec la Méthode-2, toutes les données de pH respectent la valeur seuil_{calculée}.

Dans la région R3, avec la Méthode-1, pour les eaux échantillonnées dans la tourbière D ($n = 4$) (Figure 2.1), l'IQE médian de 79,3 signifie que la qualité de l'eau est moyenne; les paramètres qui sont en cause sont majoritairement le pH et parfois les SS. Pour les rivières de référence ($n = 18$), l'IQE médian est de 84,8, ce qui correspond à une bonne qualité de l'eau; les paramètres qui ne respectent pas les valeurs seuils sont majoritairement les SS, la conductivité et une très faible quantité de données de pH. Le test de WMW a montré que la qualité des eaux échantillonnées dans la tourbière est significativement différente de celle des rivières de référence ($p = 0,023$).

Avec la Méthode-2, le test par paire de Mann-Whitney a montré que les résultats obtenus avec cette méthode par rapport à ceux obtenus avec la Méthode-1 sont significativement différents pour la tourbière ($p = 0,003$) et non significativement différents pour les rivières de référence ($p = 0,641$). Pour les eaux échantillonnées dans la tourbière, la qualité de l'eau devient excellente avec la Méthode-2 avec un IQE médian de 100 (trois valeurs sur quatre sont égales à 100) et la valeur seuil du pH n'est plus dépassée; tandis que pour les rivières de référence, la qualité de l'eau reste la même, soit bonne (IQE médian = 85,1), et le pH n'est plus un paramètre qui affecte la valeur de l'IQE. Le test par paire de Mann-Whitney montre une différence non significative entre les IQE des eaux échantillonnées dans les tourbières et les IQE des eaux des rivières de référence ($p = 0,103$).

Dans la région R3, les IQE obtenus pour le cours d'eau récepteur sur le site R3-Am et sur le site R3-Av sont respectivement de 79.3 et de 79.4 avec la Méthode-1. Avec la Méthode-2, les IQE des deux sites sont de 100. Ainsi, la qualité du cours d'eau récepteur avec la Méthode-1 est moyenne à cause des données de pH, tandis qu'avec la Méthode-2, la qualité de l'eau de ce cours d'eau est excellente. On peut voir que la qualité de l'eau du site amont n'est pas différente de celle du site aval et qu'elles sont assez semblables à celle de l'eau qui sort des bassins de sédimentation (IQE médian = 79,3). Ces résultats pourraient s'expliquer par l'emplacement du cours d'eau récepteur. En effet, ce dernier est situé dans une zone de tourbières naturelles, il se pourrait donc que le site amont reçoive de ces tourbières naturelles des eaux potentiellement très acides, étant donné que parmi les paramètres utilisés dans le calcul de l'IQE, le pH est le seul paramètre qui diminue sensiblement la qualité de l'eau, que ce soit dans le site amont, aval ou à la sortie des bassins de sédimentation.

Dans ces calculs, il faut bien faire attention à ne pas généraliser les résultats d'IQE obtenus à la qualité globale de l'eau étant donné que peu de variables ont été utilisées dans cette application de l'IQE du CCME. Même si le minimum de paramètres requis pour l'utilisation de l'IQE du CCME est de quatre, le CCME recommande d'utiliser au moins huit paramètres (CCME, 2016), car l'utilisation d'un faible nombre de paramètres introduit une grande sensibilité dans le calcul de l'indice et ainsi, plus d'importance est donnée à chaque paramètre en particulier dans le calcul du facteur F1 (Équation 1).

On peut voir aussi dans cette application que la valeur seuil d'un paramètre physico-chimique doit être choisie en tenant compte des conditions locales. Dans notre cas d'étude, afin de prendre en considération le pH qui pourrait être plus acide dans les cours d'eau en aval des tourbières ombrotrophes, qu'elles soient en récolte ou non, nous avons utilisé les données de pH des eaux échantillonnées dans des tourbières naturelles des régions d'étude (puisque nous ne disposions pas des données de pH des eaux échantillonnées dans les cours d'eau récepteurs), ceci afin d'observer quelle différence cela pourrait avoir sur les résultats d'IQE. Ce choix explique les valeurs seuils calculées de pH très acides dans les régions R2 et R3 (3,7 et 2,7 respectivement), qui ont mené à des valeurs d'IQE élevées. L'utilisation de ces valeurs seuils montre que la qualité de l'eau serait bonne pour la protection de la vie aquatique, alors que ce n'est probablement pas le cas, car à un pH inférieur à 5, les poissons ne peuvent habituellement pas survivre (Faurie 2011). Ces résultats montrent que les données physico-chimiques des eaux échantillonnées au sein même d'une tourbière naturelle ne peuvent pas être utilisées pour établir des valeurs seuils, parce ces eaux sont riches en différents éléments chimiques comparé aux cours d'eau (rivières, ruisseaux) où les composés chimiques se trouvent en concentrations plus diluées. L'établissement de valeurs seuils spécifiques aux lieux d'étude devrait se faire à l'aide de données obtenues de l'analyse des eaux échantillonnées dans les cours d'eau qui reçoivent l'eau drainée des tourbières naturelles, ce qui n'a pu être fait dans cette étude car nous ne disposions pas de ce type de donnée. De plus, même si le pH des tourbières ombrotrophes est naturellement inférieur à 5 (Gorham *et al.*, 1992), il est important de tenir compte de ce paramètre lors de l'évaluation de la qualité physico-chimique des cours d'eau récepteurs, parce que ce dernier peut diluer les eaux drainées des tourbières (Keys, 1992). Il est donc possible que le pH de ces cours d'eau soit acceptable pour la vie de certaines espèces de poissons.

Ce travail d'évaluation de valeur seuil spécifique à un site a été fait seulement pour le pH, parce que nous ne disposions pas des données des autres paramètres utilisés dans l'IQE de la présente étude. Cependant, il aurait été intéressant d'avoir les données des autres paramètres et de

calculer des valeurs seuils spécifiques aux lieux d'étude. En effet, dans leur article sur l'analyse comparative de la qualité de l'eau régionale au Canada à l'aide de l'IQE du CCME, Rosemond *et al.* (2009) mentionnent qu'il est plus approprié d'évaluer les changements spatiaux en utilisant des valeurs seuils spécifiques aux sites, calculées à partir des données physico-chimiques des sites ayant des conditions peu ou pas perturbées. Ainsi, afin d'évaluer les variations de la qualité de l'eau en aval des tourbières en récolte dans une région donnée, cette approche pourrait être utilisée, par l'échantillonnage d'un ou de plusieurs cours d'eau qui reçoivent l'eau drainée d'une tourbière naturelle, ou d'une portion naturelle d'une tourbière en production.

3.2 Caractérisation des sédiments se déposant dans les cours d'eau récepteurs

Les résultats concernant la masse de sédiments retenus, le taux de sédimentation et le pourcentage de matière organique contenue dans les sédiments ont été comparés en fonction de la période de déploiement à l'aide du test de Kruskal-Wallis. Ce test a démontré que les résultats pour au moins une des caractéristiques étudiées, d'au moins un des trois déploiements, étaient différents de ceux des autres déploiements (voir l'ANNEXE II, Tableau 9.1, Tableau 9.2 et Tableau 9.3 pour les résultats de *p*). Ainsi, les résultats seront présentés par période de déploiement pour la suite du mémoire.

3.2.1 Région R1

La Figure 3.2 présente, sous forme de diagrammes à barres, pour les trois périodes de déploiement, la distribution granulométrique en pourcentage de masse des sédiments échantillonnés en amont et en aval du point de rejet de l'eau drainée de la tourbière E dans la région R1. Sur chaque graphique, les barres d'erreurs représentent les écarts-types des moyennes des pourcentages massiques (% Massique).

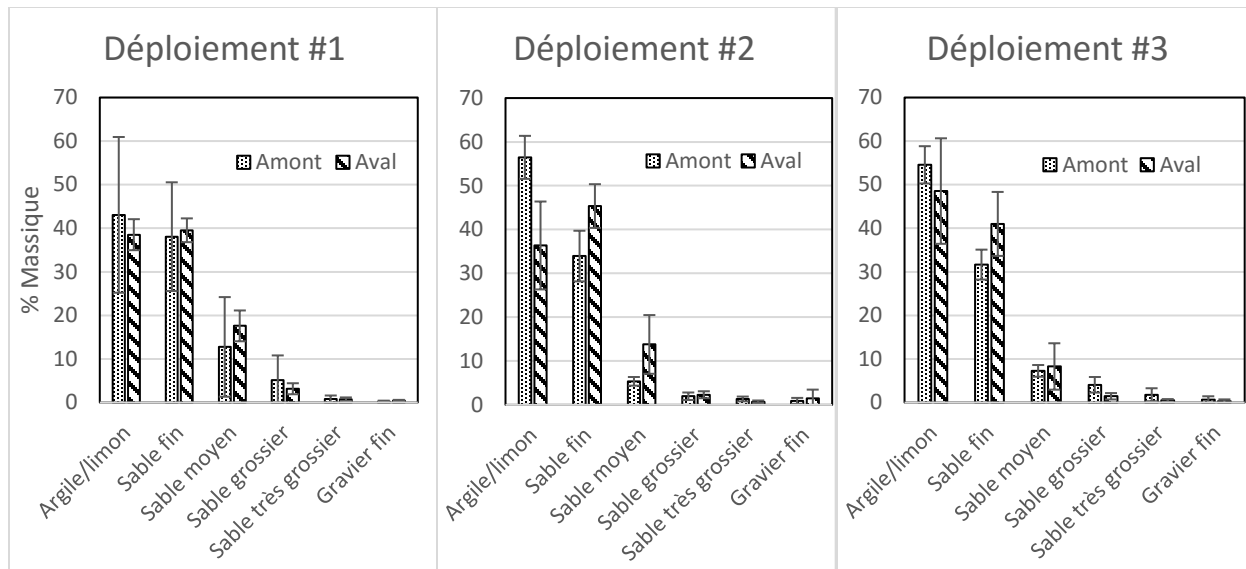


Figure 3.2 : Distribution granulométrique des sédiments en pourcentage massique pour chaque déploiement dans la région R1

Les sédiments échantillonnés en amont ($n = 5$) lors du premier déploiement (du 5 juin au 20 juillet 2017) comprenaient en moyenne 43 % d'argile/limon, 38 % de sable fin, 13 % de sable moyen, 5 % de sable grossier et 1 % de sable très grossier et de gravier fin; ceux échantillonnés en aval ($n = 6$) comprenaient 38 % d'argile/limon, 39 % de sable fin, 18 % de sable moyen, 3 % de sable grossier, 1 % de sable très grossier et 1 % de gravier fin. Le test statistique de WMW a montré que les résultats obtenus en amont n'étaient pas significativement différents de ceux obtenus en aval pour toutes les classes de sédiments (se référer à l'ANNEXE 3, Tableau 10.1 pour les pourcentages massiques moyens, leur écart -type et les valeurs de p du test de WMW). Lors de ce déploiement, le taux de sédimentation moyen des sédiments en amont était de $205 \pm 50 \text{ g/m}^2/\text{jour}$ et en aval de $172 \pm 39 \text{ g/m}^2/\text{jour}$, le test de WMW a montré que le taux de sédimentation en amont n'était pas différent de celui de l'aval ($p = 0,429$). Une vue au microscope des classes de sédiments de sable très grossier et de gravier fin a montré que ces sédiments contenaient des débris de végétaux (bois et feuilles); pour cela, ces derniers n'ont pas été intégrés dans la détermination de la quantité de matière organique pour l'ensemble de l'étude, afin de ne considérer que la matière organique contenue dans les sédiments en suspension et qui peuvent provenir du drainage des tourbières en récolte. La quantification de la matière organique contenue dans les sédiments donne les résultats suivants : $10 \pm 2 \%$ de matière organique en amont contre $17 \pm 1 \%$ de matière organique en aval. Le test de WMW a démontré que la quantité de matière organique était significativement différente entre l'amont et l'aval ($p = 0,041$); ainsi, ce

sont les sédiments échantillonnés en aval qui contiennent le plus de matière organique, indiquant que l'eau de drainage contribue au dépôt de tourbe dans le cours d'eau récepteur.

Les sédiments échantillonnés en amont ($n = 6$) lors du deuxième déploiement (du 20 juillet au 28 août 2017) comprenaient en moyenne 56,5 % d'argile/limon, 33,9 % de sable fin, 5,4 % de sable moyen, 2,0 % de sable grossier, 1,3 % de sable très grossier et 0,9 % de gravier fin; ceux échantillonnés en aval ($n = 6$) comprenaient 36,4 % d'argile/limon, 45,4 % de sable fin, 13,8 % de sable moyen, 2,3 % de sable grossier, 0,7 % de sable très grossier et 1,5 % de gravier fin. Le test statistique de WMW a montré que les résultats obtenus en amont étaient significativement différents de ceux obtenus en aval pour les classes de sédiments les plus fins ($< 500 \mu\text{m}$) et la classe de sable très grossier (se référer à l'ANNEXE 3, Tableau 10.1 pour les pourcentages massiques moyens, leur écart-type et les valeurs de p du test de WMW). La Figure 3.2 montre que la quantité d'argile/limon et de sable très grossier est plus importante en amont et la quantité de sable fin et moyen est plus importante en aval. Lors de ce deuxième déploiement, le taux de sédimentation moyen des sédiments en amont était de $154 \pm 14 \text{ g/m}^2/\text{jour}$ et en aval de $261 \pm 117 \text{ g/m}^2/\text{jour}$; le test de WMW a montré que le taux de sédimentation en amont était significativement différent de celui de l'aval ($p = 0,002$). Lors de la pose des trappes à sédiments, il y avait un risque de mise en suspension des sédiments, ce qui pourrait expliquer l'écart-type très élevé du taux de sédimentation en aval. Les sédiments échantillonnés en amont contenaient $7 \pm 2 \%$ de matière organique contre $17 \pm 2 \%$ de matière organique en aval; le test de WMW a montré que les résultats étaient significativement différents ($p = 0,002$). Ainsi, on remarque qu'en aval, le taux de sédimentation et la quantité de matière organique sont plus importants qu'en amont. La différence observée entre les déploiements #1 et #2, concernant le taux de sédimentation, pourrait s'expliquer par plusieurs facteurs, tels que les conditions météorologiques, la vitesse d'écoulement, l'augmentation de l'érosion des sédiments et la remise en suspensions des sédiments (Wood *et al.*, 1997). Les mesures de vitesses d'écoulement et de profondeurs des cours d'eau prises sur le terrain ne permettent pas d'affirmer que ce sont ces conditions qui ont influencé les résultats entre les déploiements (ANNEXE I, Tableau 8.1). Cependant, la différence entre l'amont et l'aval laisse supposer qu'il y a un apport plus important de sédiments par l'eau des tourbières, à cause du taux de sédimentation et de la quantité de matière organique plus importante en aval. Il est possible que les sédiments apportés par l'eau de drainage des tourbières dans le cours d'eau récepteur contiennent des particules de tourbe donc de la matière organique.

Concernant le troisième déploiement (du 28 août au 16 octobre 2017), les sédiments échantillonnés en amont ($n = 6$) comprenaient en moyenne 54,5 % d'argile/limon, 31,6 % de sable fin, 7,3 % de sable moyen, 4,1 % de sable grossier, 1,8 % de sable très grossier et 0,7 % de gravier fin; ceux échantillonnés en aval ($n = 6$) comprenaient 48,5 % d'argile/limon, 41,0 % de sable fin, 8,3 % de sable moyen, 1,4 % de sable grossier, 0,5 % de sable très grossier et 0,3 % de gravier fin. Le test statistique de WMW a montré que les résultats obtenus en amont étaient significativement différents de ceux obtenus en aval pour les classes de sédiments sable grossier et sable très grossier (se référer à l'ANNEXE 3, Tableau 10.1 pour les pourcentages massique moyen, leur écart-type et les valeurs de p du test de WMW); la Figure 3.2 montre que c'est en amont que les sédiments sont en quantité plus importante pour ces deux classes de granulométrie. Les sédiments échantillonnés en amont contenaient 9 ± 2 % de matière organique contre 17 ± 3 % de matière organique en aval; le test de WMW a montré que les résultats étaient significativement différents ($p = 0,0043$). Le taux de sédimentation moyen des sédiments en amont était de 138 ± 28 g/m²/jour et de 142 ± 39 g/m²/jour en aval; le test de WMW a montré que les résultats n'étaient pas significativement différents ($p = 0,818$). Les résultats montrent une similarité entre les déploiements #1 et #3 dans la distribution des sédiments, le taux de sédimentation et la quantité de matière organique.

On observe donc dans cette région une distribution presque semblable pour les trois déploiements et très peu de différence, excepté pour le déploiement #2, où la différence s'observe entre la distribution granulométrique des sédiments en amont et celle en aval pour les sédiments les plus fins (argile/limon et sable fin), qui sont en quantité plus importante par rapport aux autres classes de sédiments. Les taux de sédimentation sont presque semblables entre l'amont et l'aval excepté pour le deuxième déploiement, où c'est en aval que le taux de sédimentation est le plus important. Les résultats laissent supposer que, dépendamment de la période, il y aurait un apport plus ou moins important de sédiments en aval. Les résultats de quantification de la matière organique ont démontré qu'il y avait plus de matière organique en aval par rapport à l'amont pour les trois déploiements, ce qui pourrait être un signe de l'apport de particules de tourbe par l'eau de drainage des tourbières.

3.2.2 Région R3

La Figure 3.3 présente, pour les trois périodes de déploiement, la distribution granulométrique des sédiments en pourcentage de masse des sédiments échantillonnés en amont et en aval du point de rejet de l'eau drainée de la tourbière D dans la région R3.

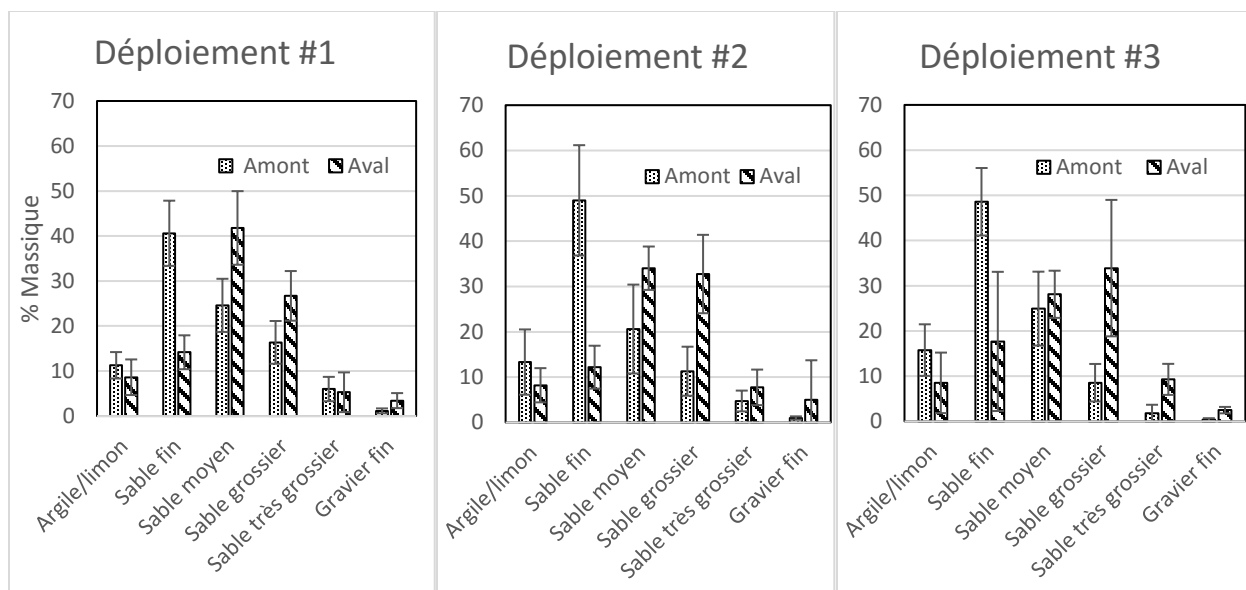


Figure 3.3 : Distribution granulométrique des sédiments en pourcentage massique pour chaque déploiement dans la région R3

Les sédiments échantillonnés en amont ($n = 5$) lors du premier déploiement (du 6 juin au 25 juillet 2017) comprenaient en moyenne 11 % d'argile/limon, 41 % de sable fin, 25 % de sable moyen, 16 % de sable grossier, moins de 6 % de sable très grossier et 1 % de gravier fin; ceux échantillonnés en aval ($n = 6$) comprenaient en moyenne 9 % d'argile/limon, 14 % de sable fin, 42 % de sable moyen, 27 % de sable grossier, moins de 5 % de sable très grossier et 3 % de gravier fin. Le test statistique de WMW a montré que les résultats obtenus en amont étaient significativement différents de ceux obtenus en aval pour les classes de sédiments suivantes : sable fin, sable moyen et sable grossier (se référer à l'ANNEXE 3, Tableau 10.2 pour les pourcentages massiques moyens, leur écart-type et les valeurs de p du test de WMW). Parmi les différences observées entre l'amont et l'aval, sur la Figure 3.3, on peut voir que la classe de sable fin est en quantité plus importante en amont par rapport à l'aval, tandis qu'en aval, ce sont les classes de sable moyen et grossier qui sont en quantité plus importante par rapport à l'amont. De plus, la classe de sédiments la plus importante en amont est le sable fin, tandis qu'en aval, ce sont les classes de sable moyen et grossier. La détermination du taux de sédimentation moyen des sédiments a donné les résultats suivants : 707 ± 214 g/m²/jour en amont et 79 ± 48 g/m²/jour en aval; le test de WMW a montré que le taux de sédimentation en amont est significativement différent de celui de l'aval ($p = 0,004$), avec un taux de sédimentation plus important en amont. Les sédiments échantillonnés en amont contenaient $2 \pm 0,4$ % de matière organique contre 13 ± 2 % de matière organique en aval; le test de WMW a montré que les résultats étaient

significativement différents entre l'amont et l'aval ($p = 0,004$), avec plus de matière organique dans les sédiments échantillonnés en aval.

Les sédiments échantillonnés en amont ($n = 6$) lors du deuxième déploiement (du 25 juillet au 30 août 2017) comprenaient en moyenne 13 % d'argile/limon, 49 % de sable fin, 21 % de sable moyen, 11 % de sable grossier, 5 % de sable très grossier et 1 % de gravier fin; ceux échantillonnés en aval ($n = 6$) comprenaient 8 % d'argile/limon, 12 % de sable fin, 34 % de sable moyen, 33 % de sable grossier, 8 % de sable très grossier et 5 % de gravier fin. Le test de WMW a montré que ce sont les mêmes classes de sédiments observées pour le déploiement #1 qui présentent des différences significatives entre l'amont et l'aval, soit les classes de sable fin, moyen et grossier (se référer à l'ANNEXE 3, Tableau 10.2 pour les pourcentages massiques moyens, leur écart-type et les valeurs de p du test de WMW). On remarque aussi des tendances quasi semblables dans la distribution granulométrique des déploiements #1 et #2. Pour le deuxième déploiement, le taux de sédimentation moyen des sédiments en amont était de $639 \pm 395 \text{ g/m}^2/\text{jour}$ et de $55 \pm 39 \text{ g/m}^2/\text{jour}$ en aval. Le test de WMW a montré que le taux de sédimentation était significativement différent entre l'amont et l'aval ($p = 0,002$), avec un taux plus important en amont. Les sédiments échantillonnés en amont contenaient $2 \pm 1 \%$ de matière organique contre $11 \pm 1 \%$ de matière organique en aval; le test de WMW a montré que la quantité de matière organique était plus importante en aval qu'en amont ($p = 0,002$).

Concernant le troisième déploiement (du 30 août au 7 novembre 2017), les sédiments échantillonnés en amont ($n = 6$) comprenaient en moyenne 16 % d'argile/limon, 48 % de sable fin, 25 % de sable moyen, 8 % de sable grossier, 2 % de sable très grossier et 1 % de gravier fin; ceux échantillonnés en aval ($n = 6$) comprenaient 8 % d'argile/limon, 18 % de sable fin, 28 % de sable moyen, 34 % de sable grossier, 9 % de sable très grossier et 2 % de gravier fin. Le test statistique de WMW a montré que les résultats obtenus en amont étaient significativement différents de ceux obtenus en aval pour les classes de sédiments : sable fin, sable grossier, sable très grossier et gravier fin (se référer à l'ANNEXE 3, Tableau 10.2 pour les pourcentages massiques moyens, leur écart-type et les valeurs de p du test de WMW). Le sable fin est en quantité plus importante en amont, tandis qu'en aval, ce sont les classes de sable grossier, sable très grossier et gravier fin qui sont présentes en quantité plus importante. On observe donc une différence entre les périodes de déploiement, qui pourrait s'expliquer par les conditions hydrologiques (ANNEXE I, Tableau 8.1) et les sources d'erreurs en rapport avec la mise en place des trappes à sédiments et l'emplacement du site amont. Le taux de sédimentation moyen des sédiments en amont était de $324 \pm 97 \text{ g/m}^2/\text{jour}$ et de $22 \pm 11 \text{ g/m}^2/\text{jour}$ en aval. Le test de WMW

a montré que les résultats obtenus en amont étaient significativement différents de ceux obtenus en aval ($p = 0,004$). Les sédiments échantillonnés en amont contenaient $1 \pm 0,2$ % de matière organique contre 7 ± 2 % de matière organique en aval; le test de WMW a montré que les résultats étaient significativement différents ($p = 0,002$).

On observe donc dans cette région, pour les trois déploiements, quelques différences dans la distribution granulométrique des sédiments. On voit que la distribution granulométrique des sédiments échantillonnés en amont est différente de celle de l'aval. En général, en amont, c'est la quantité de sable fin (63 à 249 μm) qui est plus importante, tandis qu'en aval, ce sont les quantités de sable moyen (250 à 499 μm) et de sable grossier (500 à 999 μm) qui sont plus importantes. D'un déploiement à l'autre, les taux de sédimentation moyens diffèrent principalement dans le site amont, avec à chaque déploiement un taux de sédimentation plus important en amont. La quantification de la matière organique contenue dans les sédiments montre qu'il y avait une quantité plus importante de matière organique en aval par rapport à l'amont. Le faible pourcentage de matière organique, le plus important taux de sédimentation et la granulométrie des sédiments en amont ont été fortement influencés par l'emplacement du site amont. En effet, ce dernier se trouvait proche d'une route de sable et de gravier et pouvait en recevoir dû au passage des véhicules. L'emplacement du site choisi en amont était le meilleur par rapport aux autres possibilités de sites, car le lit du cours d'eau était moins meuble à cet endroit, c'est-à-dire que les trappes auraient pu s'enfouir dans le lit du cours d'eau si elles avaient été posées plus en aval du site retenu. Cet emplacement pourrait expliquer les écarts-types plus importants pour le taux de sédimentation. On pourrait supposer qu'en plus des conditions hydrologiques du cours d'eau récepteur, soit c'est l'emplacement du site amont qui crée les différences entre les résultats de l'amont et de l'aval, soit c'est l'emplacement du site et aussi l'exploitation de la tourbière, à cause des quantités de matière organique plus importantes en aval.

3.2.3 Région R4

La Figure 3.4 présente, pour les deux périodes de déploiement, la distribution granulométrique des sédiments en pourcentage de masse en amont et en aval du point de rejet de l'eau drainée de la tourbière F dans la région R4 pour les deux déploiements.

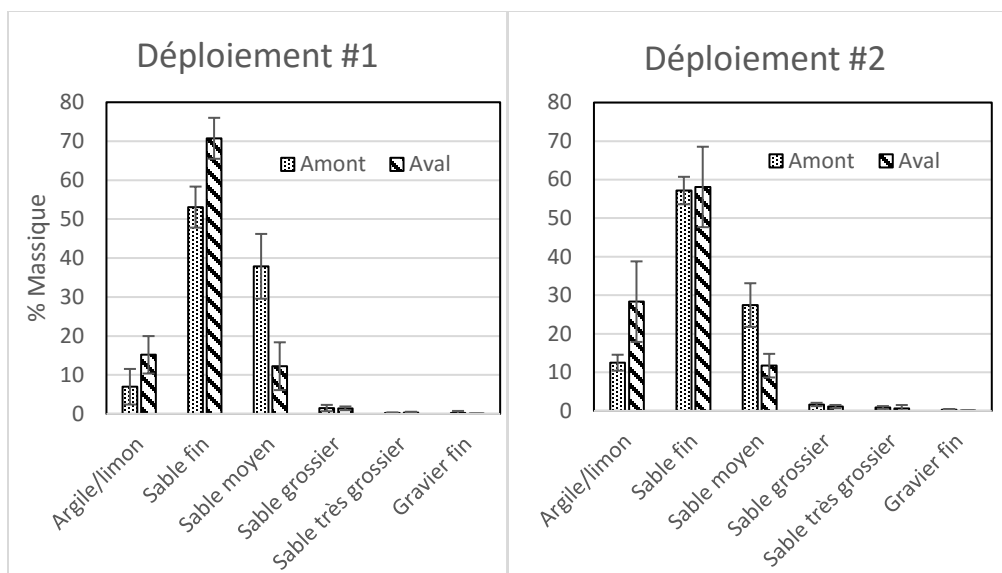


Figure 3.4 : Distribution granulométrique des sédiments en pourcentage massique pour chaque déploiement dans la région R4

Les sédiments échantillonnés en amont ($n = 6$) lors du premier déploiement (du 15 juin au 8 août 2017) comprenaient en moyenne 7 % d'argile/limon, 53 % de sable fin, 38 % de sable moyen, 1 % de sable grossier, moins de 1 % de sable très grossier et de gravier fin; ceux échantillonnés en aval ($n = 6$) comprenaient 15 % d'argile/limon, 71 % de sable fin, 12 % de sable moyen, 1 % de sable grossier et moins de 1 % de sable très grossier et de gravier fin. Le test statistique de WMW a montré que les résultats obtenus en amont étaient significativement différents de ceux obtenus en aval pour les classes de sédiments les plus fins : argile/limon, sable fin et sable moyen (se référer à l'ANNEXE 3, Tableau 10.3 pour les pourcentages massiques moyens, leur écart-type et les valeurs de p du test de WMW). La quantité d'argile/limon et de sable fin est plus importante en aval, alors que pour la classe de sable moyen, c'est en amont qu'elle est plus importante. Les sédiments en amont et en aval ont presque la même distribution granulométrique. Dans les deux sites, la quantité de sable fin est la plus importante; les autres classes qui sont : l'argile/limon, le sable de granulométrie grossière et très grossière et le gravier fin sont de faible quantité; seulement la quantité de sable moyen diffère entre l'amont et l'aval (elle est plus importante en amont qu'en aval). Concernant le taux de sédimentation, on observe un taux moyen de $90 \pm 60 \text{ g/m}^2/\text{jour}$ en amont et de $73 \pm 31 \text{ g/m}^2/\text{jour}$ en aval; le test de WMW a montré que le taux obtenu en amont n'était pas significativement différent de celui obtenu en aval ($p = 1,000$). Les sédiments échantillonnés en amont contenaient $17 \pm 4 \%$ de matière organique contre $13 \pm 2 \%$ de matière organique en aval; le test de WMW a montré que les résultats étaient

significativement différents entre l'amont et l'aval ($p = 0,041$). Ce qui signifie qu'en général, la quantité de matière organique est plus importante dans les sédiments échantillonnés en amont.

Les sédiments échantillonnés en amont ($n = 5$) lors du deuxième déploiement (du 8 août au 22 novembre 2017) comprenaient en moyenne 12 % d'argile/limon, 57 % de sable fin, 29 % de sable moyen, 2 % de sable grossier et moins de 1 % de sable très grossier et de gravier fin; ceux échantillonnés en aval ($n = 6$) comprenaient 28 % d'argile/limon, 58 % de sable fin, 12 % de sable moyen, 1 % de sable grossier et moins de 1 % de sable très grossier et de gravier fin. Le test statistique de WMW a montré que les résultats obtenus en amont étaient significativement différents de ceux obtenus en aval pour l'argile/limon, le sable moyen et le gravier fin (se référer à l'ANNEXE 3, Tableau 10.3 pour les pourcentages massiques moyens, leur écart-type et les valeurs de p du test de WMW). La quantité d'argile/limon et de gravier fin est plus importante en aval comparée à celle de l'amont et la quantité de sable de granulométrie moyenne est plus importante en amont comparée à celle de l'aval. Dans ce deuxième déploiement, la classe de sable fin reste majoritaire comme pour le déploiement #1 dans les deux sites. La différence entre la distribution granulométrique en amont et celle en aval est plus importante pour le déploiement #2. Pour cette période de déploiement, le taux de sédimentation moyen des sédiments en amont était de $34 \pm 13 \text{ g/m}^2/\text{jour}$ et de $52 \pm 16 \text{ g/m}^2/\text{jour}$ en aval. Le test de WMW a montré que le taux de sédimentation en amont n'était pas significativement différent de celui de l'aval ($p = 0,177$). Les sédiments échantillonnés en amont contenaient $17 \pm 2 \%$ de matière organique contre $16 \pm 4 \%$ de matière organique en aval; le test de WMW a montré que les résultats obtenus en amont n'étaient pas significativement différents de ceux obtenus en aval ($p = 0,537$).

On observe donc, dans cette région, une distribution granulométrique en amont qui diffère de celle de l'aval, pour certaines classes de sédiments. Lorsque la différence est significative entre l'amont et l'aval, c'est en aval que les sédiments les plus fins (argile/limon et sable fin) sont en quantité plus importante, tandis que pour la classe granulométrique de sable moyen, c'est en amont qu'elle est plus importante. La quantité de matière organique plus importante dans les sédiments de l'amont laisse supposer que l'eau qui sort du bassin de sédimentation n'apporte pas de particule de tourbe en aval, ou qu'il y a une source d'apport de matière organique en amont. Les taux de sédimentation sont semblables entre l'amont et l'aval.

En résumé, les sites des régions d'études R3 et R4 étaient atypiques à cause de leurs emplacements; on suppose que ces derniers ont influencé les résultats de la caractérisation des sédiments. Si on se concentre sur la région R1, on a pu voir qu'il y avait très peu de différence entre l'amont et l'aval pour la distribution granulométrique et le taux de sédimentation concernant

les périodes de déploiements #1 et #3 ; il semble que la période d'échantillonnage ait un effet sur le taux de sédimentation. On remarque aussi, dans cette région, qu'en amont et en aval, les granulométries les plus importantes sont la classe d'argile/limon et celle de sable fin. Cependant, Wood *et al.* (1997) dans leur revue de la littérature sur les effets biologiques des sédiments fins sur les environnements lotiques, ont mentionné que l'argile/limon est la classe pour laquelle les sédiments ont une plus grande capacité d'adsorption et de transport des contaminants dans les sédiments fluviaux. De cette caractérisation, on retient que le taux de sédimentation et la distribution granulométrique ne nous informent pas sur l'augmentation potentielle de la concentration de sédiments en suspension dans les cours d'eau récepteurs ni sur le changement physique du lit du cours, car des résultats obtenus, dans la majorité des cas on a observé des différences non significatives entre l'amont et l'aval concernant le taux de sédimentation et dans les régions R1 et R3, il y avait peu de différence entre les distributions granulométriques de l'amont et de l'aval. Cependant, dans une étude menée par Pavey *et al.* (2007) dans des cours d'eau en aval des tourbières en récolte et d'une tourbière naturelle, il a été conclu que la récolte de la tourbe conduisait à une augmentation du taux de sédimentation dans les cours d'eau récepteurs; et l'étude de Clément *et al.* (2009), concernant l'impact potentiel de la récolte de la tourbe sur les cours d'eau récepteurs, avait montré qu'il y avait une quantité plus importante de sédiments en suspension en aval du point de rejet de l'eau de drainage comparé à l'amont dans le cours d'eau récepteur étudié. Quant à la quantification de la matière organique dans les sédiments qui se déposent dans le lit du cours d'eau, elle pourrait être un bon indicateur de l'apport de sédiments en suspension par l'eau drainée des tourbières en récolte si l'on tient compte des résultats obtenus particulièrement dans la région R1.

3.3 Étude de la communauté Ichthyenne

3.3.1 Données biologiques

Le Tableau 3.1 présente les différentes espèces de poissons capturés par la pêche électrique durant les étés 2016, 2017 et 2018 aux sites amont et aval des tourbières dans les régions R1 et R2. Les mesures de longueur et de poids sont présentées à l'ANNEXE IV (du Tableau 11.1 au Tableau 11.7).

Tableau 3.1 : Espèces de poissons pêchés dans la Région R1-tourbière E et la région R2-tourbière C

Région-Tourbière	Année de pêche	Espèces amont	Espèces aval
R1-E	2017	Gaspareau Épinoche à 5 épines	Gaspareau Épinoche à 5 épines Mené à ventre rouge Mené grosse tête Mené à museau noir Meunier noir Mulet perlé Umbre de vase
	2018	Épinoche 5 épines	Épinoche à 5 épines Naseux noir Umbre de vase
R2-C	2016	Mulet de lac Naseux des rapides Anguille Ouitouche Mené à museau noir	Mulet de lac Naseux des rapides Anguille Ouitouche Mené à menton noir Naseux noir Umbre de vase
	2018	Épinoche à trois épines Mené à menton noir Mulet à cornes Meunier noir	Épinoche à trois épines Mené à menton noir Mulet à cornes Ouitouche

En général, comparé à l'amont, les espèces en aval sont plus diversifiées dans les deux régions. Dans la région R1, le cours d'eau étudié est un ruisseau, avec en amont un fond plus argileux, non consolidé (substrat fin) et moins rocheux par rapport à l'aval, où il y avait en plus quelques végétaux; dans les deux sites, il y avait présence de vase. Les espèces plus représentatives de la population lors des captures étaient l'épinoche à cinq épines et le gaspateau (jeunes). Le gaspateau est plus présent en aval, où la profondeur de l'eau était plus importante qu'en amont,

ce qui est la préférence d'habitat des jeunes gaspareaux (Desroches *et al.*, 2013). L'épinoche à cinq épines préfère les habitats riches en végétation et les cours d'eau à débit lent. De plus, c'est une espèce tolérante aux perturbations qui peut vivre dans des fossés ou des étangs (Desroches *et al.*, 2013). Parmi les espèces qui ont été capturées en aval, on retrouve le mené à grosse tête, qui est une espèce dont les préférences d'habitat incluent les tourbières et qui préfère les cours d'eau à faible courant et à fond non consolidé (substrat fin) et organique; le mené à museau noir, qui peut être présent dans les ruisseaux, aime les cours d'eau avec un substrat grossier possédant de la végétation aquatique; le meunier noir (jeune) peut vivre dans divers habitats. Cette espèce est abondante dans les rivières à eau claire; elle préfère les petites rivières et les ruisseaux et elle peut être présente dans les cours d'eau vaseux. Le mulot perlé est une espèce présente dans les ruisseaux et les petites rivières à faible courant, et cohabite souvent avec d'autres espèces, telles que le mené à grosse tête et l'épinoche à cinq épines; l'ombre de vase vit dans des cours d'eau au substrat fin et riche en végétation aquatique, que l'on retrouve dans les tourbières et cours d'eau à débit lent. Cette espèce peut survivre dans des habitats qui ne sont pas propices à la survie d'autres espèces de poisson. Le naseux noir est une espèce qui préfère les ruisseaux et petites rivières à fond de gravier et de roche (Desroches *et al.*, 2013).

On peut voir parmi les espèces qui ont été pêchées seulement en aval, que l'ombre de vase et le mené à grosse tête sont des espèces qui pourraient indiquer qu'il y a un apport de matière organique par l'eau de drainage de la tourbière E. De plus, on retrouve en aval des espèces pouvant vivre dans divers habitats, soit, le meunier noir et l'ombre de vase, ce qui laisse supposer que ces espèces peuvent s'adapter au possible changement de leur habitat.

Dans la région R2, le cours d'eau est une petite rivière avec un fond de sable, de gravier et de roches et de la végétation aquatique proche des berges. Dans ce cours d'eau, le mulot de lac était l'espèce la plus présente lors des captures de l'année 2016, et le mené à menton noir l'espèce la plus présente lors des captures de l'année 2018. Le mulot de lac est une espèce qui préfère les rivières à fond de graviers et de roches et le mené à menton noir préfère les cours d'eau avec de la végétation aquatique; ces deux espèces préfèrent l'eau claire (Desroches *et al.*, 2013). En aval, on peut voir que les espèces seulement présentes en aval sont : le naseux noir et l'ombre de vase. Dans cette région, ainsi que dans la région R1, la turbidité de l'eau est plus importante en aval et parfois les hauteurs d'eau sont aussi plus importantes. De plus, dans la région R1, le lit du cours d'eau meuble rendait la mobilité et la pêche plus difficile en amont ; pour cela, le nombre de poissons et les espèces capturées pourraient ne pas être représentatifs de la population réelle des sites échantillonnés.

3.3.2 Indices biotiques

L'utilisation de l'indice de dissimilarité de Bray Curtis (BC) et de l'indice de diversité de Simpson (Ds), qui tiennent compte des différentes espèces et de leur abondance, a donné les résultats présentés dans le Tableau 3.2. Dans ce dernier, les résultats obtenus pour le facteur de condition de Fulton (K) sont aussi présentés. Concernant l'interprétation des résultats, pour l'indice BC, plus la valeur augmente, plus la différence d'assemblage entre l'amont et l'aval est importante; concernant l'indice Ds, plus la valeur tend vers 1, plus la diversité d'un site est élevée; et pour l'indice K, plus sa valeur est élevée, plus la condition du poisson est bonne.

Tableau 3.2 : Résultats obtenus avec les indices de dissimilarité de Bray-Curtis (BC) et de diversité de Simpson (Ds), moyenne des indices de condition de Fulton (K) et les valeurs de p du test de WMW

Région - tourbière	Date de pêche	Indice BC	Indice Ds		Indice K (moyenne)		
			Amont	Aval	Amont	Aval	P
R1 - E	2017-06-05	0,65	0,00	0,81	0,87	0,98	0,44
	2017-08-15	0,33	0,00	0,00	1,17	0,94	0,02
	2017-08-28	0,12	0,00	0,20	1,10	0,91	0,06
	2018-07-16	0,67	0,00	0,56	1,37	1,23	0,11
R2 - C	2016-08-15	0,53	0,36	0,55	1,21	0,97	0,02
	2018-07-17	0,64	0,37	0,00	0,90	0,93	1,00
	2018-08-13	0,22	0,24	0,63	0,81	0,88	0,89

On peut voir que pour la région R1, tourbière E, la communauté de poissons n'est pas diversifiée en amont et, dépendamment de la période de pêche, la diversité des espèces est plus ou moins importante en aval. Concernant l'abondance des poissons, pour trois pêches sur les quatre effectuées, c'est en aval qu'elle était plus importante (ANNEXE IV, Tableau 11.1, Tableau 11.2, Tableau 11.3 et Tableau 11.4). Les résultats de l'indice de BC montrent une différence d'assemblage entre les espèces pêchées en amont et celles pêchées en aval qui varient d'une pêche à l'autre. En effet, on observe durant l'été 2017 une différence d'assemblage qui diminue avec le temps. Cette différence est causée par la diminution de l'abondance des poissons et l'absence de diversité pour la pêche du 15 août 2017 (ANNEXE IV, Tableau 11.2) et principalement pour la pêche du 28 août 2017 (ANNEXE IV, Tableau 11.3) par une diversité moins importante en aval par rapport à la première pêche effectuée le 05 juin 2017 (ANNEXE IV, Tableau 11.1). Les différences de diversité, d'abondance et d'assemblage observées d'une pêche à l'autre, pourraient s'expliquer par les caractéristiques du cours d'eau mais aussi par les

conditions de pêche, c'est-à-dire, la turbidité et la hauteur de l'eau qui diminuaient la visibilité et le fond plus meuble en amont qui rendait le déplacement plus difficile. Cette dernière condition a été plus importante durant la pêche de 2018. Concernant l'indice de condition de Fulton, le test de WMW a démontré que les conditions des poissons n'étaient pas significativement différentes entre l'amont et l'aval dans la majorité des cas. Dans les deux régions d'études, seule la pêche effectuée le 15 août 2017 montre une différence significative entre la condition des poissons en amont et celle des poissons en aval, avec une meilleure condition pour les poissons capturés en amont.

Dans la région R2, tourbière C, on observe en général une différence d'assemblage entre la communauté en amont et celle en aval et une diversité plus importante en aval. Pour deux pêches sur trois, l'abondance des poissons était plus importante en amont (ANNEXE IV, Tableau 11.5, Tableau 11.6 et Tableau 11.7). Pour les trois pêches, la différence d'abondance et la différence dans la diversité expliquent la différence d'assemblage entre l'amont et l'aval. On peut voir aussi que la différence dans la diversité n'est pas la même d'une pêche à l'autre. La diversité était plus importante en aval pour les pêches du 15 août 2016 et du 13 août 2018, tandis que pour la pêche du 17 juillet 2018, c'est en amont qu'elle était plus importante. Dans ce cours d'eau, on pouvait observer des poissons de petite taille (environ de 2 cm), mais il était difficile de les capturer. En effet, lors de la pêche électrique, les plus gros poissons sont plus facilement réceptifs à l'effet du courant par rapport aux plus petits poissons à cause de leur surface de contact plus importante (Bouzillé, 2014). Ainsi, une augmentation du courant électrique dans le but de capturer les plus petits poissons aurait pu être dangereuse pour les plus gros poissons. Lors des différentes pêches, une remise en suspension des sédiments se produisait fréquemment, ce qui diminuait la visibilité durant les pêches. Ces conditions, en plus des caractéristiques du cours d'eau, pourraient donc expliquer les abondances plus faibles des deux dernières pêches qui auraient pu influencer l'assemblage et la diversité des poissons. Concernant la condition des poissons, le test de WMW a montré qu'il y avait une différence significative entre les conditions des poissons en amont et celles des poissons en aval pour la pêche électrique de l'année 2016, tandis que pour les pêches de 2018, les conditions des poissons ne sont pas significativement différentes entre l'amont et l'aval. La pêche effectuée le 15 août 2016 montre que la condition des poissons est meilleure pour les poissons capturés en amont.

Pour les deux régions étudiées, les conditions non significativement différentes des poissons entre l'amont et l'aval dans la majorité des pêches laissent supposer que même s'il y a une modification de l'habitat en aval, ceci n'affecte pas la capacité du poisson à y vivre ou survivre.

4 CONCLUSION

L'objectif principal de cette étude était de tester différents indicateurs biotiques et abiotiques pour l'évaluation de la qualité des cours d'eau qui reçoivent l'eau drainée des tourbières en production, afin de les proposer comme outils d'évaluation aux producteurs de tourbe. Pour ce faire, notre premier objectif spécifique consistait à adapter l'IQE du CCME à l'évaluation de ce type de cours d'eau, par le choix des paramètres physico-chimiques pertinents à l'étude, puis à l'utiliser pour comparer la qualité des eaux qui sortent des tourbières en récolte par rapport aux rivières de l'ensemble des régions d'étude (rivières de référence). Le deuxième objectif spécifique a consisté à caractériser les sédiments qui se déposent dans le lit du cours d'eau récepteur. Le troisième objectif spécifique concernait l'étude de la communauté ichthyenne de ces cours d'eau par l'identification des espèces de poissons, la détermination de leur abondance et, à l'aide d'indicateurs biotiques, de l'assemblage des espèces de poissons, de leur diversité et de leur condition.

Concernant l'utilisation de l'IQE du CCME, une revue de la littérature a permis de mettre en évidence les paramètres physico-chimiques pertinents pour l'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau en aval des tourbières en récolte. Parmi ces paramètres, la conductivité, le pH, le N-NH_3 et les SS ont été utilisés pour les calculs de l'IQE des eaux échantillonnées dans les tourbières en récolte et les rivières de référence dans les régions R1 (Tourbière A), R2 (Tourbières B et C) et R3 (Tourbière D) du Québec. Les résultats ont montré que pour les régions R1 et R3, l'eau dans les tourbières en récolte était de moins bonne qualité par rapport aux rivières de référence, tandis que dans la région R2, la qualité des eaux provenant des tourbières en récolte n'était pas significativement différente de celle des rivières de référence. Nous avons pu observer, principalement pour les eaux qui proviennent des tourbières en production, que c'était en général le pH qui donnait des IQE faibles, car une grande quantité des données ne respectait pas les valeurs seuils utilisées dans cette étude, c'est-à-dire celles recommandées par le CCME ($6,5 < \text{pH} < 9$). En effet, l'eau des tourbières naturelles peut être plus acide et possiblement causer la diminution du pH des cours d'eau récepteurs. C'est pourquoi, l'utilisation d'une valeur seuil pour le pH qui reflète les caractéristiques des cours d'eau en aval des tourbières naturelles pourrait être plus appropriée. Cette même approche pourrait être utilisée pour l'ensemble des paramètres utilisés dans le calcul de l'IQE du CCME. Cependant, cela nécessiterait de disposer de données physico-chimiques du même type de cours d'eau que celui qui est évalué, ayant subi peu ou pas de perturbations de nature anthropique. Dans cette étude, le calcul de valeurs seuils

pour le pH a été effectué à partir des données des eaux échantillonnées dans les tourbières naturelles et non au niveau des cours d'eau récepteurs, ce qui a donné des valeurs de pH faible allant jusqu'à 2,7; leur utilisation comme valeur seuil pour le calcul des IQE a donné des IQE élevés, c'est-à-dire une meilleure qualité de l'eau, alors que plusieurs espèces de poissons ne peuvent survivre à un pH inférieur à 5. Cette étape de l'étude a révélé le manque de données physico-chimiques dans les cours d'eau en aval des tourbières non récoltées ainsi que la nécessité d'échantillonner ces types de cours d'eau pour une meilleure évaluation de l'impact possible de la récolte de tourbe sur les cours d'eau récepteurs.

Une des conditions de l'utilisation de l'IQE qui n'a pas été rencontrée est le nombre minimum d'échantillons prélevés dans les cours d'eau durant une année. En effet, le CCME (2016) mentionne dans le manuel de l'utilisateur, qu'au moins quatre échantillons doivent être prélevés durant l'année, afin de tenir compte des différents événements hydrologiques. De plus, le non-respect de cette condition peut affecter la valeur de l'IQE, en particulier dans le calcul de la fréquence (Équation 2) qui tient compte du nombre total de résultats, c'est-à-dire de la quantité d'échantillons prélevés sur toute la période du calcul. Ainsi, un faible nombre d'échantillons pourrait donner plus d'importance aux résultats non conformes.

Différentes recommandations ont été émises pour une meilleure utilisation de l'IQE du CCME par les producteurs de tourbe et une meilleure évaluation de l'impact possible de la récolte de tourbe sur la qualité de l'eau des cours d'eau récepteurs, soit :

- Mesurer plus de paramètres pertinents à l'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau récepteurs (le CCME recommande d'utiliser un minimum de huit paramètres dans le calcul de l'IQE) en effectuant au moins quatre mesures par année, afin de respecter les conditions d'utilisation de l'IQE du CCME et d'avoir des résultats d'IQE significatifs et qui reflètent réellement la qualité du cours d'eau récepteur.
- Échantillonner l'amont et l'aval du point de rejet de l'eau de drainage provenant de la tourbière en récolte, de même que l'eau qui sort du bassin de sédimentation. Une comparaison régulière des IQE de ces trois sites, pourrait permettre de déterminer si l'eau qui est drainée des tourbières en récolte affecte la qualité de l'eau du cours d'eau récepteur.

De plus, on suggère, dans le cas où il y aurait un cours d'eau qui reçoit de l'eau drainée d'une partie non exploitée de la tourbière en récolte, d'échantillonner ce cours d'eau afin de monter une

base de données physico-chimiques qui pourrait être utilisée pour calculer des valeurs seuils spécifiques au site d'étude et à une région donnée.

Concernant la caractérisation des sédiments qui se déposent dans le fond du cours d'eau, l'étude de la distribution granulométrique des sédiments a montré qu'il y avait peu de différence entre l'amont et l'aval du point de rejet pour les régions R1 et R4 et plus de différences pour la région R3. La détermination de la quantité de matière organique contenue dans les sédiments a montré une quantité plus importante pour les sites en aval dans les régions R1 et R3 et une quantité plus importante en amont pour la région R4, dépendamment de la période de déploiement. Concernant le taux de sédimentation, dans les régions R1 et R4, en général, les taux n'étaient pas significativement différents, tandis que dans la région R3, le taux de sédimentation en amont était plus élevé qu'en aval. Cependant, on suppose que les emplacements des sites amont et aval dans la région R4 et du site amont dans la région R3 ont influencé les résultats obtenus. Une autre caractéristique qui aurait pu influencer les résultats, est la distance d'échantillonnage par rapport au point de rejet de l'eau de drainage des tourbières en récolte. Cela n'a pas été testé dans ce présent travail, mais une étude menée par Es-Salhi et al. (2013) a montré que selon la distance d'échantillonnage par rapport à la zone en récolte, les résultats de concentrations des sédiments en suspension et le contenu en matière organique pouvaient varier d'un site à l'autre.

Si l'on se fie aux résultats obtenus dans la région R1 (Tourbière E), la quantité de matière organique contenue dans les sédiments montre que la tourbière en récolte cause un apport de matière organique (possiblement de la tourbe) dans les cours d'eau récepteurs. Sachant qu'un apport plus important de particules de tourbe dans un cours d'eau peut modifier le substrat et ainsi influencer l'abondance et la diversité des espèces aquatiques (Ouellette *et al.*, 2006), ceci nous amène aux résultats obtenus pour l'étude de la communauté ichthyenne.

On a pu voir, dans ce même site d'étude (région R1, Tourbière E), que l'importante diversité des espèces en aval est liée à la présence d'espèces qui ne sont pas sensibles à la possible perturbation du site en aval et qui ont pour habitat préférentiel des cours d'eau avec des substrats fins et organiques ou des tourbières. L'indice BC a montré que l'assemblage des espèces en amont était plus ou moins différent de celui des espèces en aval, dépendamment de la région et de la période de pêche. L'indice Ds a montré, en général, une plus grande diversité des espèces en aval, ce qui s'explique en partie par la présence d'espèces tolérantes aux perturbations, telles que l'ombre de vase. Concernant l'indice K, lorsque les conditions des poissons étaient significativement différentes entre l'amont et l'aval, c'est en amont que les poissons étaient en meilleure forme. Cependant, en raison des conditions de pêches défavorables (principalement la

turbidité des cours d'eau), on ne peut pas affirmer que ces résultats reflètent ce qui se produit réellement dans les cours d'eau en aval des tourbières en production.

Face aux résultats obtenus dans cette étude, l'IQE du CCME et la quantification de la matière organique des sédiments seraient de bons outils pour évaluer la qualité de l'état des cours d'eau en aval des tourbières en production. En effet, l'IQE du CCME, qui est un outil facilement accessible et utilisable et qui résume l'état de la qualité de l'eau, peut permettre un suivi dans le temps et de mettre en évidence les paramètres physico-chimiques qui peuvent affecter le plus la qualité de l'eau. De plus, dans les tourbières en production, des échantillonnages de la qualité de l'eau se font déjà, ainsi, l'utilisation de l'IQE du CCME ne demanderait que peu d'efforts pour le bonifier, soit l'échantillonnage des cours d'eau récepteur et l'analyse des paramètres physico-chimiques pertinents à l'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau récepteurs. Concernant la détermination de la matière organique dans les sédiments qui se déposent dans le lit du cours d'eau, le déploiement et la récupération des trappes à sédiments sont faciles à faire et ne demandent pas beaucoup d'efforts sur le terrain ni en laboratoire.

5 BIBLIOGRAPHIE

- Andersen R, Rochefort L, Landry J (2011) La chimie des tourbières du Québec: une synthèse de 30 années de données. *Le naturaliste canadien* 135(1):5-14.
- Bilotta GS, Brazier RE (2008) Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Res* 42(12):2849-2861.
- Bouzillé J-B (2014) *Écologie des zones humides. Concepts, méthodes et démarches*. Lavoisier. 241 p. <https://books.google.ca/books?id=KCLJAAQBAJ>
- Canadian Council of Ministers of the Environment (2003) *Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Guidance on the Site-Specific Application of Water Quality Guidelines in Canada: Procedures for Deriving Numerical Water Quality Objectives*. In: *Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg*. <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/221> (15 septembre 2018)
- Canadian Council of Ministers of the Environment (2007) *A protocol for the derivation of water quality guidelines for the protection of aquatic life 2007*. In *Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999, Winnipeg*. <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/220> (15 septembre 2018)
- Canadian Council of Ministers of the Environment (2014) *Canadian Environmental Quality Guidelines, Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life, Water Quality Index, WQI Calculator 1.2*. <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/en/index.html#void> (05 juin 2017)
- Canadian Council of Ministers of the Environment (2016) *Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: CCME Water Quality Index, User's Manual – 2017 Update*. In: *Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg*. https://www.ccme.ca/files/Resources/water/water_quality/WQI%20Manual%20EN.pdf (02 avril 2018)
- Canadian Sphagnum Peat Moss Association (2016) *2015 Statistics about Peatland Areas Managed for Horticultural Peat Harvesting in Canada*. CSPMA., <http://tourbehorticole.com/la-tourbe-en-chiffres/> (20 Septembre 2018)
- Caron J (2001) La tourbe et les milieux artificiels. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*, 2001 LPdIUL (Eds.)Canada. p 399-410.
- Carpenter J, Farmer G (1981) Peat Mining: An Initial Assessment of Wetland Impacts and Measures to Mitigate Adverse Effects, PB82-130766. (U.S. Environmental Protection Agency, McLean, Virginia.), p 20 - 26.
- Clément M, St-Hilaire A, Caissie D, Chiasson A, Courtenay S, Hardie P (2009) An evaluation of mitigation measures to reduce impacts of peat harvesting on the aquatic habitat of the East Branch Portage River, New Brunswick, Canada. *Canadian Water Resources Journal* 34(4):441-452.
- Comeau PL, Bellamy DJ (1986) An ecological interpretation of the chemistry of mire waters from selected sites in eastern Canada. *Canadian Journal of Botany* 64(11):2576-2581.
- Daigle J-Y, Gautreau-Daigle H (2001) *Canadian Peat Harvesting and the Environment--2d Ed*. Environment Canada, Canadian Wildlife Service,

- Desroches J-F, Isabelle P (2013) *Poissons d'eau douce du Québec et des Maritimes*. Éditions Michel Quintin. 471 p. <https://books.google.ca/books?id=wsfvtwEACAAJ>
- Ferland C, Rochefort L (1997) Restoration techniques for Sphagnum-dominated peatlands. *Canadian Journal of Botany* 75(7):1110-1118.
- Glaser PH (1992) Raised bogs in Eastern North America - Regional controls for species richness and floristic assemblages. *Journal of Ecology* 80(3):535-554.
- Glooschenko V (1990) Effect of peatland on water quality, fish and wildlife habitat in Canada, a review. *Wetland Ecology and Management: Case Studies*, Springer. p 85-93.
- Gorham E, Janssens JA (1992) Concepts of fen and bog re-examined in relation to bryophyte cover and the acidity of surface waters. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 61(1):7-20.
- Hébert S, Simard A (2005). *Comparaison entre l'indice de la qualité générale de l'eau du Québec (IQBP) et l'indice de qualité des eaux du CCME (IQE) pour la protection de la vie aquatique*. Direction du suivi de l'état de l'environnement, Développement durable, environnement et parcs Québec. Envirodoq no ENV/2005/0265, collection no QE/170, 11 p.
- Holden J, Chapman P, Lane S, Brookes C (2006) Impacts of artificial drainage of peatlands on runoff production and water quality. *Peatlands: Evolution and records of environmental and climate changes*, Processes DiES (Eds.) Vol 9. p 501-528.
- Keys D (1992) L'extraction de la tourbe et l'environnement au Canada (Conseil nord-américain de conservation des terres humides).
- Kløve B (2001) Characteristics of nitrogen and phosphorus loads in peat mining wastewater. *Water Research* 35(10):2353-2362.
- Lohéac B (2008) Etudes et suivis scientifiques. Première contribution à l'étude de la population de cristivomer du lac Noir de l'Archeboc. Approche scalimétrique. (Fédération Départementale Pêche).
- Magurran AE, Phillip DAT (2008) Implications of species loss in freshwater fish assemblages. *Ecography* 24(6):645-650.
- Marttila H, Kløve B (2008) Erosion and delivery of deposited peat sediment. *Water Resources Research* 44(6).
- McKean CJP, Nagpal NK (1991) Ambient water quality criteria for pH Technical appendix. (Ministry of environment province of British Columbia).
- Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques du Québec (2017), *Détermination des solides totaux et des solides totaux volatils : méthode gravimétrique*, MA. 100 – S.T. 1.1, Rév. 5, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 13 p. <http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA100ST11.pdf>, (15 août 2018)
- Ministère de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques (2018) *Banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA)*. Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/Atlas_interactif/stations/stations_rivieres.asp (10 octobre 2018)
- Moore TR (1987) A Preliminary Study of the Effects of Drainage and Harvesting on Water Quality in Ombrotrophic Bogs near Sept-Iles, Quebec. *Journal of the American Water Resources Association* 23(5):785-791.

- Moore TR (2001) Les processus biogéochimiques liés au carbone. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*, 2001 LPdlUL (Eds.)Canada. p 39-90.
- Moore TR, Dalva M (2001) Some Controls on the Release of Dissolved Organic Carbon by Plant Tissues and Soils. *Soil Science* 166(1):38-47.
- Nash RD, Valencia AH, Geffen AJ (2006) The origin of Fulton's condition factor—setting the record straight. *Fisheries* 31(5):236-238.
- 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.
- Ouellette C, Courtenay SC, St-Hilaire A, Boghen AD (2006) Impact of peat moss released by a commercial harvesting operation into an estuarine environment on the sand shrimp *Crangon septemspinosa*. *Journal of Applied Ichthyology* 22(1):15-24.
- Pavey B, Saint-Hilaire A, Courtenay S, Ouarda T, Bobée B (2007) Exploratory study of suspended sediment concentrations downstream of harvested peat bogs. *Environ Monit Assess* 135(1-3):369-382.
- Payette S (2001) Les principaux types de tourbières. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*, Les Presses de l'Université Laval [Ste-Foy, Québec]. p 39-90.
- Payette S, Rochefort L (2001) *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval. p 1-3.
- Proctor MCF (1995) The Ombrogenous Bog Environment *Restoration of Temperate Wetlands*, Wiley (Eds.) John Wiley & Sons, Chichester. p 287-303.
- Rendell C, St-Hilaire A, Ouellet-Proulx S, Clément M (2015) Revue de littérature traitant des lignes directrices et de la documentation relatives à la qualité de l'eau de drainage des tourbières exploitées. (INRS, Centre Eau Terre Environnement).
- Rosemond S, Duro DC, Dube M (2009) Comparative analysis of regional water quality in Canada using the Water Quality Index. *Environ Monit Assess* 156(1-4):223-240.
- Rosenthal JA (2011) *Statistics and Data Interpretation for Social Work*. Springer Publishing Company, New York, NY, 1st edn. 512 p. <https://books.google.ca/books?id=m0yMMvnW7jkC>
- Sääksjärvi E, Reinikainen S-P, Louhi-Kultanen M (2016) Assessment of water quality in the vicinity of peat extraction sites: The case of Pien-Saimaa, Finland. *Water and Environment Journal* 30(1-2):157-166.
- Samson-Dô M, St-Hilaire A (2018) Characterizing and modelling the trapping efficiency of sedimentation basins downstream of harvested peat bog. *Canadian Journal of Civil Engineering* 45(6):478-488.
- Shaw PJ (2009) *Multivariate statistics for the environmental sciences*. Wiley. 248 p
- Shotyk W (1988) Review of the inorganic geochemistry of peats and peatland waters. *Earth-Science Reviews* 25(2):95-176.
- St-Hilaire A, Brun G, Courtenay SC, Ouarda TBMJ, Boghen AD, Bobée B (2004) Multivariate analysis of water quality in the Richibucto drainage basin (New Brunswick, Canada). *Journal of the American Water Resources Association* 40(3):691-703.

- St-Hilaire A, Caissie D, Cunjak RA, Bourgeois G (2005) Streambed sediment composition and deposition in a forested stream: spatial and temporal analysis. *River Research and Applications* 21(8):883-898.
- Surette C, Brun GL, Mallet VN (2002) Impact of a commercial peat moss operation on water quality and biota in a small tributary of the Richibucto River, Kent County, New Brunswick, Canada. *Arch Environ Contam Toxicol* 42(4):423-430.
- Thurman EM (2012) *Organic geochemistry of natural waters*. Springer Science & Business Media. 497 p
- Wallage ZE, Holden J, McDonald AT (2006) Drain blocking: an effective treatment for reducing dissolved organic carbon loss and water discolouration in a drained peatland. *Sci Total Environ* 367(2-3):811-821.
- Wind-Mulder HL, Rochefort L, Vitt DH (1996) Water and peat chemistry comparisons of natural and post-harvested peatlands across Canada and their relevance to peatland restoration. *Ecological Engineering* 7(3):161-181.
- Wood PJ, Armitage PD (1997) Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental management* 21(2):203-217.

Deuxième partie

ARTICLE

6 ARTICLE

DEVELOPMENT OF A WATER QUALITY INDEX TO WATERCOURSES DOWNSTREAM OF HARVESTED PEATLANDS

Titre traduit : Développement d'un indice de la qualité de l'eau pour les cours d'eau en aval des tourbières en récolte

Auteurs :

Hermine Betis¹, André St-Hilaire¹, Claude Fortin¹, Sophie Duchesne¹

Institut national de la recherche scientifique, Centre - Eau Terre Environnement, 490 rue de la Couronne, Québec (Qc), G1K 9A9, Canada

Titre de la revue ou de l'ouvrage :

Article à être soumis à la revue Water Quality Research Journal.

Contribution des auteurs :

La rédaction de l'article et l'adaptation de l'indice de la qualité de l'eau du conseil canadien des ministres de l'environnement ont été effectués par l'étudiante Hermine Betis. La co-directrice Sophie Duchesne a contribué à la correction de l'article et le co-directeur Claude Fortin a contribué à l'adaptation de l'indice et à la correction de l'article. André St-Hilaire, le directeur de recherche a supervisé le travail, contribué à la rédaction et à la correction de l'article.

6.1 Résumé

Le but de cette étude est d'adapter l'Indice de la Qualité de l'Eau du Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (IQE CCME) à l'évaluation de la qualité des eaux de drainage et des cours d'eau en aval des sites de récolte de tourbe. Il intègre différents paramètres qui potentiellement reflètent l'état général de la qualité de l'eau d'un cours d'eau. Ainsi, il est calculé à partir des données multivariées de la qualité de l'eau et il tient compte de leur conformité par rapport aux recommandations de la qualité de l'eau. L'adaptation de l'indice a consisté à identifier, à l'aide d'une revue de la littérature, les paramètres physico-chimiques qui peuvent changer à cause des opérations de récolte de tourbe. L'IQE CCME a été utilisé pour comparer la qualité de l'eau des cours d'eau récepteurs par rapport aux rivières localisées dans un rayon de 200 km par rapport aux sites d'études dans trois régions du Québec. Les données de la qualité de l'eau disponibles pour cette étude ont guidé la sélection des paramètres parmi ceux qui ont été identifiés. Ces paramètres sont : l'ammoniaque, la conductivité, le pH et les sédiments en suspension. Les résultats ont montré une différence significative entre les valeurs d'IQE des eaux provenant des tourbières en production et celle des rivières pour deux des trois régions. Il a été observé que les recommandations concernant le pH n'étaient pas respectées pour la majorité des données des eaux échantillonnées dans les tourbières en production.

Mots-clés : CCME; qualité de l'eau de drainage; tourbières récoltées; changement de la qualité de l'eau; indice de la qualité de l'eau

6.2 Abstract

This study aimed to adapt the Water Quality Index of the Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME WQI) for its application to water quality assessment of drainage water and watercourses downstream of peat harvesting operations. It integrates different parameters that potentially reflect the overall water quality condition of a stream. Thus, it is calculated using multivariate water quality data and accounts for their conformity with respect to water quality guidelines. Adaptation of the index consisted to identify, through a literature review, the physico-chemical parameters that may change due to peat harvesting. The CCME WQI was used to compare water quality of receiving watercourses to that of streams located within a 200 km radius from the study sites in three regions of Quebec. The availability of water quality data guided the selection of parameters among those identified. They are: ammonia, conductivity, pH and suspended sediment concentrations. Results indicated a significant difference between WQI values of water from harvested peatlands and those of streams in two of the three regions studied. Results have also shown that the pH guideline is not respected in most cases for harvested peatlands.

KEY WORDS: CCME; drainage water quality; harvested peatlands; Water Quality Index

6.3 Introduction

Peatlands are wetlands characterized by a high accumulation of peat, which is partially decomposed organic matter (Moore, 2001). In Canada, peatlands represent approximately 9% of the territory, i.e. 113.6 million hectares (Tarnocai *et al.*, 2011) of which 29,750 hectares are being or have been harvested (Canadian Sphagnum Peat Moss Association, 2016). Harvested peat in Canada is used mainly for horticulture, because of its properties allowing to improve the quality of soils in which it is added, such as its hydrophilic properties and a large cation exchange capacity (Carpenter *et al.*, 1981). Harvesting is usually done by vacuuming the dried peat surface, after having removed the living vegetation and drained the water contained in the upper peat layers. Drainage water is generally routed to nearby streams which will henceforth be named “receiving streams” or “receiving watercourses”.

The disturbance of the peatland by artificial drainage and peat harvesting leads to changes in hydrology and possibly in the accumulation and decomposition of organic material. Holden *et al.* (2006), in their review on the impacts of artificial drainage on peatlands, reported that changes in runoff as well as changes in the physical and chemical properties of water and peat are often observed. These modifications can impact receiving streams in different way, which may include water quality, as well as quality and quantity of habitats available for aquatic animal species.

Peatlands are complex systems where different physical, chemical and biological processes occur. In order to evaluate a potential impact from peat harvesting activities on the quality of receiving watercourses, the variability in concentrations of physico-chemical parameters in drainage water from harvested peatlands must be taken into account. In fact, these parameters depend in part on the local geology in which peatlands are located. The next paragraphs summarize succinctly the information found in the literature about the variability of these parameters in the context of peat harvesting.

In North America, the peat harvesting industry mainly operates in ombrotrophic peatlands (Ferland *et al.*, 1997). This type of peatland is typically acidic with a vegetation that is not very diversified, i.e dominated by *Sphagnum* mosses, poor in minerals and with a low decomposition rate of organic matter (Payette, 2001). Some studies conducted on the potential impact of peat harvesting on peatland drainage water chemistry are summarized in Table 6.1. This Table, albeit not exhaustive, presents different water quality parameters and the ranges of concentrations that have been measured, mainly in Québec (Canada).

Tableau 6.1 : Physico-chemical parameters in water of natural and harvested peatlands. Nutrients, ions, metals, dissolved organic carbon (DOC) and suspended sediments (SS) concentrations are in mg/L and the specific conductivity is in $\mu\text{S}/\text{cm}$

	Parameters	Natural peatlands	Harvested peatlands	References
Nutrients	Ammonium (NH_4^+)	0 - 1.4	0 - 5.7	a, b
	Nitrate (NO_3^-)	0 - 0.1	0 - 0.6	a
	Phosphorus (P)	0 - 0.2	<0.6	a, b
Other inorganic parameters	pH	3.6 - 4.1	3.7 - 5.4	a, b, c, d
	Calcium (Ca^{2+})	0.07 - 4.6	0.02 - 8.3	a, b, c, d
	Magnesium (Mg^{2+})	0.06 - 3.1	0 - 4.4	a, b, c, d
	Sodium (Na^+)	0.1 - 16.5	0.2 - 12.3	a, b, c, d
	Potassium (K^+)	0 - 0.5	0.1 - 2.5	a, b, c, d
	Chloride (Cl^-)	0.1 - 14.9	0.1 - 7.2	a, c
	Sulfate (SO_4^{2-})	0.7 - 9.6	0 - 17.4	a, c
Metal	Iron (Fe)	0.07 - 0.35	0.08 - 0.48	b
Organic and physical parameters	Conductivity	0 - 115	0 - 143	a
	Suspended sediments (SS)	36	71	e
	Dissolved organic carbon (DOC)	23.7 - 43.7	26.2 - 46.6	b

a- Wind-Mulder et al. (1996); b- Moore (1987); c- Comeau & Bellamy (1986); d- Glaser (1992); e- Pavey et al. (2007)

It was also mentioned in some studies that conductivity, which reflects the amount of dissolved solids, can be higher in the drainage water of harvested sites than in natural peatlands (Morrison *et al.*, 2001). Aluminium (Al), manganese (Mn) (Åström *et al.*, 2001) and total organic carbon (TOC) concentrations can also differ in drainage water of natural vs. harvested peatlands (Holden *et al.*, 2006; Moore, 1987). Data in Table 1 suggest an increase of the concentration for most parameters in harvested peatlands, compared to undisturbed sites. However, for pH and total organic carbon (TOC), several studies have shown an increase (Holden *et al.*, 2006; Moore, 1987; Wind-Mulder *et al.*, 1996) while other a decrease of values (Holden *et al.*, 2006; Moore, 1987) in harvested vs. natural peatlands.

Potential changes in several physico-chemical parameters in receiving watercourses have also been mentioned in the literature. Several studies have shown an increase of suspended sediment (SS) concentrations (e.g. Clément *et al.*, 2009) and dissolved organic carbon (DOC) (Wallage *et al.*, 2006) in watercourses downstream of harvested peatlands. An increase of conductivity and metal concentrations, such as Al and Mn (Andersen *et al.*, 2011) and of nutrient concentrations

near peat harvesting sites have been observed (St-Hilaire *et al.*, 2004). In a study on peat harvesting, Carpenter *et al.* (1981) mentioned that the peat particles contained in the drainage water can lead to an increase in the mobility of metals in receiving watercourses such as copper (Cu), nickel (Ni), lead (Pb), mercury (Hg), and uranium (U), that are adsorbed on the peat particles.

These changes in physico-chemical parameters can have negative consequences on the health of aquatic species and their habitat quality. Indeed, chemical changes in receiving watercourses, such as the increase in nutrient loads that promote eutrophication, can cause the loss of aquatic diversity (Kløve, 2001). An increase in conductivity can have a negative effect on aquatic species (Morrison *et al.*, 2001). The decrease of pH can lead to loss of fish habitat (Papoulias *et al.*, 2013). Furthermore, a decrease in pH and an increase in nutrient loads can stimulate the methylation of mercury leading to methylmercury accumulation in the food chain (Surette *et al.*, 2002). An increase in SS concentration can lead to local reduction of quality and availability of habitats which may lead to a decrease in the density and diversity of resident populations in these streams. This also affects the survival and reproduction of some aquatic species (Bilotta *et al.*, 2008).

Facing possible changes, watercourses downstream of harvested peatlands are required to be monitored to assess their physical and chemical characteristics against water quality guidelines for the protection of aquatic life; however, there is presently no predefined index adapted to the assessment of water quality of watercourses downstream of peatlands (Andersen *et al.*, 2011). Therefore, the purpose of this study was to adapt the Water Quality Index of the Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME WQI) (CCME 2016) to watercourses receiving drainage water from peat harvesting operations, in order to assess and monitor their potential effects on receiving streams.

The CCME WQI is a mathematical tool developed in 2001 by the Canadian Council of Ministers of the Environment, that combines multivariate water quality data and provides a single score value for describing the state of water quality following a potential disturbance (CCME 2016). It is a flexible index which can be applied to a variety of situations. Its calculation involves water quality data and their associated guidelines, which have been defined depending on water use (CCME 2016). This index is based on three factors, which include: 1) the number of variables not in compliance with recommended guideline threshold values, 2) the number of times that recommended values are not met, and 3) the difference between the measured and recommended values. These factors are combined in a formula (described in the Methods

Section) that gives a score between 0 and 100, categorized in five classes of water quality, with a CCME WQI of 100 indicating water of excellent quality.

The CCME WQI has been used in numerous applications and is recognised as a helpful tool for communicating the status of water quality to the public, policymakers and managers (Khan *et al.*, 2005; Lumb *et al.*, 2006). In Canada, this index has been used for various purposes. For instance, it allowed a water quality assessment in three rivers of Atlantic Canada for various water usages (Khan *et al.*, 2003). In New Brunswick, it was applied in water quality assessments of Mackenzie Lake (Lumb *et al.*, 2006), and Rosemond *et al.* (2009) adapted it for a comparative study of water quality sites exposed to metal mining and reference sites in Canada. In addition, the CCME WQI has been used to assess the spatial and temporal variability of water quality for small water distribution systems in Newfoundland and Labrador to monitor some contaminants, and thus to identify seasons/locations for which water quality did not meet guidelines (Scheili *et al.*, 2015). It has also been used as an indicator of the freshwater quality for a monitoring network in watercourses of southern Canada (Environnement et Changement climatique Canada, 2017).

The CCME User Manual mentions parameters that may be relevant when the guideline objectives are related to the protection of aquatic life (CCME, 2016). These parameters include pH, TOC, DOC, SS, turbidity, ammonia (NH_3), NO_3^- , NO_2^- , P, Al, Cadmium (Cd), Cu, Pb, Zn. NH_3 is mentioned instead of NH_4^+ because, along with $\text{NO}_3^-/\text{NO}_2^-$, they are the forms of nitrogen (N) that are the most toxic for aquatic species (Ministère de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques (MELCC), 2018).

Table 6.2 summarizes parameters that have been taken into account for the evaluation of water quality downstream of harvested peatland in previous studies. Parameters are divided in four categories, which are: 1-Organic and physical parameters, 2- Nutrients, 3- Metals and 4- Inorganic parameters.

Tableau 6.2 : Relevant parameters for assessment of water quality for the protection of aquatic life in watercourses downstream of harvested peatlands

Categories	1- Organic and physical parameters	2- Nutrients	3- Metals	4- Other inorganic parameters
Parameters	TOC DOC SS Turbidity Conductivity	NH ₃ NO ₃ ⁻ /NO ₂ ⁻ P total N total Total dissolved phosphorus (TDP)	Fe Al Mn Cu Ni Pb Hg U Cd Zn	pH Ca Mg Na K Cl SO ₄ ²⁻

The first objective of this study was to adapt the CCME WQI to evaluate the variability of physico-chemical parameters of streams downstream of harvested peatlands. This was done by selecting a short list of parameters among those collated in Table 6.2 and their associated guidelines. A second objective was to apply this index to water quality data from drained water, effluents of sedimentation ponds and receiving streams to see how they compare to other streams in the study regions. Data used were measured physical and chemical variables from harvested peatlands and a set of streams in three regions of Quebec (Canada) where there is commercial peat harvesting.

6.4 Methodology

6.4.1 Calculation of the CCME Water Quality Index (CCME 2016)

The CCME WQI value is obtained by the comparison of physico-chemical parameters against their guidelines. In this calculation, three factors are considered:

- The scope (F1), to determine the percentage of parameters for which at least one measure does not meet the prescribed guideline (“failed parameters”)

$$F_1 = \frac{\text{Number of failed parameters}}{\text{Total number of parameters}} \times 100$$

- The frequency (F2), that gives for all parameters the percentage of measurements that do not meet their guidelines (“failed tests”)

$$F_2 = \frac{\text{Number of failed tests}}{\text{Total number of tests}} \times 100$$

- The amplitude (F3), that gives for all parameters and each failed test the amount by which a guideline value (“Objective”) is not met. This calculation is based on the determination of the coefficient of deviation against guidelines (“excursion” (CCME, 2016)).

The “excursion” is computed in two different ways, depending on the type of guideline. When the guideline must not be exceeded, it is computed using:

$$\text{Excursion}_i = \left(\frac{\text{Failed Test Value}_j}{\text{Objective}_j} \right) - 1$$

And when the actual value must not be less than the guideline:

$$\text{Excursion}_i = \left(\frac{\text{Objective}_j}{\text{Failed Test Value}_j} \right) - 1$$

Then, excursions are normalized to obtain a F3 value in percentage.

$$F_3 = \frac{(\sum_{i=1}^n \text{excursion}_i) / (\text{Number of tests})}{(0.01 (\sum_{i=1}^n \text{excursion}_i) / (\text{Number of tests})) + 0.01}$$

- Subsequently, these three factors are combined in a calculated index in which the denominator value of 1.732 is used to normalize the end result to a value between 0 and 100.

$$\text{CCME WQI} = 100 - \left(\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1.732} \right)$$

WQI values were classified into five categories that are as follows (CCME, 2016): Excellent: between 95 and 100; Good: between 80 and 94; Fair: between 65 and 79; Marginal: between 45 and 64; Poor: between 0 and 44.

In this work, the CCME WQI values were computed by means of the WQI Calculator, version 1.2, developed by the CCME (CCME, 2014a). Since then, a new version of this software (WQI 2.0) has been released (CCME, 2014b). This calculator is constructed in Microsoft Excel and contains a large selection of potential parameters. For each selected parameter, chosen stations and their data can be imported in the Calculator, along with associated guidelines. It is recommended to use this calculator when large numbers of data need to be processed (CCME, 2016).

6.4.2 Monitoring sites, sampling period and final selection of parameters

Monitoring Sites

The choice of monitoring sites was guided by the requirements of the CCME WQI application, that a minimum of four variables be sampled at least four times per year, during three consecutive years (CCME, 2016). The emphasis was on sites located in or near harvested areas, immediately downstream of sedimentation ponds and in receiving watercourses for three regions (R1, R2 and R3) of Quebec where peat harvesting operations are concentrated. Subsequently, the index has been applied to streams in these regions (“reference watercourses”) in order to use them as control sites to compare water quality. R1 covers an area of approximately 22 000 km² with 10% of agricultural land and 6% of wetlands and its average (\pm standard deviation) total annual precipitation (n=16) is 1041 \pm 62 mm/year. R2 covers an area of more than 230 000 km² with 0.02% of agricultural land and 1.72% of wetlands and its average total annual precipitation (n=7) is 978 \pm 120 mm/year. And finally, R3 covers an area of 95 000 km² with 2% of agricultural land and 9% of wetland and its average total annual precipitation (n=8) is 1031 \pm 102 mm/year.

Reference watercourses

To calculate the CCME WQI of reference watercourses in the three regions, data were accessed from the Quebec Aquatic Environmental Quality database (the BQMA), which collates surface water physico-chemical data from existing sampling stations (MELCC, 2017). Generally, stations were sampled monthly throughout the years. This database contains 22 parameters, of which the physico-chemical parameters include cations (Ca²⁺, K⁺, Mg²⁺, Na⁺), determined during the years 2006-2007, total dissolved phosphorus (TDP), from 2006 to 2009, as well as pH, SS, COD, conductivity, ammonia-nitrogen (N-NH₃), N total, NO₃⁻ and NO₂⁻, all measured between 2006 and 2016 (MELCC, 2017).

In R1, data from 19 selected stations were used. The chosen watercourses are located at a distance of 5 km to 200 km of the studied peatland. For R2, data from 12 stations were used. A distance between 4 km to 172 km separates the streams from the peatlands. In R3, 18 reference river stations were used, with a distance between the streams and peatland of approximately 12 km to 80 km.

Harvested peatlands

The CCME WQI values were calculated from water quality data obtained from peat moss producers participating to this study. In this paper, actual locations are not mentioned to preserve

confidentiality. The period was selected to include years during which sampling has been done concomitantly in harvested peatlands and reference rivers. In accordance with CCME methodology, the WQIs were calculated over a period of three consecutive years. The chosen period was from 2014 to 2016 during the ice-free months (April to October). In this study, the requirement to have at least four sampling per year was not met, the maximum number of samples was three. The location of sampling points is shown in Figure 6.1. In R1, peatland A, sampling points at sedimentation ponds exit (PE) are named R1-PE-1 and R1-PE-2. In R2, sampling points in the PE are named R2_B-PE-1 and R2_B-PE-2 for peatland B and R2_C-PE-1, R2_C-PE-2 and R2_C-PE-3 for peatland C. In R3, peatland D, sampling points in the PE are named R3-PE-1, R3-PE-2, R3-PE-3 and R3-PE-4. In this last region, a receiving watercourse was also sampled downstream (R3-WD) and upstream (R3-WU) of the point of discharge of the drained water from site R3-PE-4.

- In R1, the CCME WQI was tested on physicochemical data from two sites located in one harvested peatland (A). In this peatland, available parameters were: SS, pH, conductivity, N-NH₃, Fe and Na. Data were obtained from sampling that was conducted from 2014 to 2016 with two sampling by year.
- In R2, WQIs were calculated using physicochemical data from two peatlands (B and C). Available parameters were Ca, Cu, Fe, Mg, Mn, K, Na, Zn, N-NH₃, conductivity, SS, NO₃⁻, NO₂⁻, pH and P total from 2011 to 2016. Three sampling were made per year.
- In R3, the CCME WQI was tested on physicochemical data from peatland D. Available parameters were Ca, Cu, Fe, Mg, Mn, K, Na, Zn, N-NH₃, conductivity, SS, NO₃⁻, NO₂⁻, pH and P total from 2011 to 2016. Three sampling were made per year.

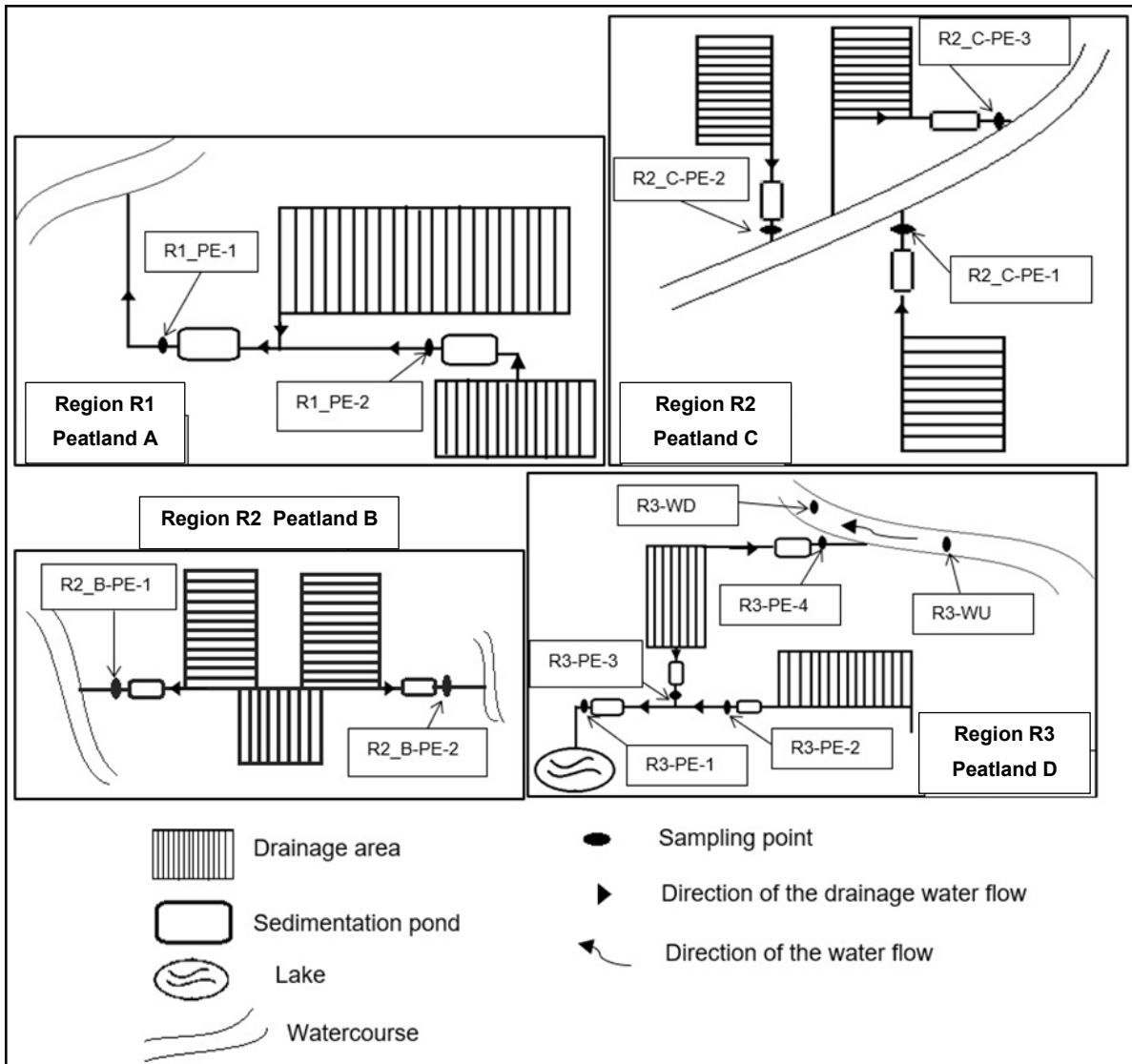


Figure 6.1 : Location of sampling points in harvested peatlands

With : R1: Region 1, R2_B: Region R2 peatland A , R2_C: Region R2 peatland C, R3: Region R3, PE: Sedimentation pond exit, WD: Watercourse downstream, WU: Watercourse upstream

Choice of physico-chemicals parameters

Taking into account the limited number of parameters sampled at site R1_A, a maximum of six parameters could be used for the calculations, i.e. pH, SS, conductivity, N-NH₃, Fe and Na. However, few data are available for Fe and Na in reference streams (MELCC, 2017), so these two parameters were excluded. Conductivity data were used because this measure provides global information about ions present in water. Finally, four parameters were used in the calculation of the WQIs; these are: pH, SS, conductivity and N-NH₃.

Water quality guidelines for selected parameters

The Canadian Water Quality Guidelines (CWQG) developed by the CCME (CCME, 2007) were used as threshold values. Among these, guidelines for N-NH₃, pH and SS were used (CCME, 2014c). For the protection of aquatic life, the concentration of SS should not exceed 25 mg/L; the guideline for N-NH₃ is calculated according to pH and temperature, and pH should be between 6.5 and 9.0 (CCME, 2014c). In natural peatlands, pH of water is naturally low (St-Hilaire *et al.*, 2004) and this could cause a decrease of pH in receiving watercourses compared to other rivers for which peatlands do not occupy a large percentage of the drainage basin. Hence CWQ guidelines for pH were deemed potentially inadequate for this study. Finally, there is no stated guideline for conductivity.

Thus, for pH and conductivity, local conditions have been considered to define a guideline. Specific objectives for the region (RSO) have therefore been calculated by the determination of the upper and lower limit of the background concentrations using descriptive statistics like the mean \pm two standard deviations (sd) on water quality reference river data (CCME, 2003; Rosemond *et al.*, 2009). The use of the RSO approach was completed using water quality data collected over several years (CCME, 2003) (knowing that the RSO approach can be used only if the database contains at least ten values (Rosemond *et al.*, 2009)). The mean plus two sd must be used to determine the upper limit and the mean minus two sd must be used to determine the lower limit of the RSO values (Khan *et al.*, 2005). In this study, monitored data (MELCC, 2017) was used to calculate the upper limit of the RSO for the conductivity. For pH, the RSO for the lower limit was calculated using data collected by Andersen *et al.* (2011), and the existing guideline regarding the upper limit was retained (pH of 9.0 (CCME, 2014c)). For pH and conductivity, RSOs were calculated from datasets having sample sizes greater than 10. Table 6.3 presents values of RSOs and CCME CWQGs corresponding to the parameters that were used in the WQI calculations.

Tableau 6.3 : Specific objectives for the region and Canadian Water Quality Guidelines of the CCME of the parameters selected for the calculations of WQIs

Parameters	CCME guidelines	RSO		
		R1	R2	R3
N-NH ₃ (mg/L)	calculated according to pH and temperature	-	-	-
SS (mg/L)	25	-	-	-
pH	6.5 to 9	5.1	3.7	2.7
Conductivity (µS/cm)	-	422.7	105.5	380.1

6.4.3 Calculation of CCME WQIs

For the application of CCME WQI to the water quality of drainage waters, sedimentation pond outlets, receiving streams and reference streams of each region, the WQIs were calculated firstly by using CWQG of the CCME and the RSO values for conductivity (for which there is no CCME CWQG) (Method 1). Then a second set of WQIs were calculated using the RSO values for the lower limit of pH instead of the guideline given by the CCME (Method 2). This was done to consider the fact that pH can be naturally acidic in the water downstream of undisturbed natural peatlands.

6.4.4 Statistical tests

Results of WQI values are presented by boxplots for each region. In each boxplot is presented the entire distribution of the WQIs; the 25th percentile (Q1) is represented by the lower edge of the box, the median (50th percentile) is represented by the bar in the box, and the 75th percentile (Q3) is represented by the upper edge of the box; the interquartile method was used to identify outliers (data points outside of the 25th and 75th percentile; see Figure 6.2). The Shapiro-Wilks test was used to determine if the WQI values were normally distributed. When the null hypothesis of this test is not accepted (p-value lower than the significance level), it means that the tested sample does not follow a normal distribution (Ghasemi *et al.*, 2012). The Shapiro-Wilks test revealed that in most sites, WQI values are not normally distributed (p-value < 0.05). For this reason, a non-parametric method, Wilcoxon-Mann-Whitney (WMW), was used to compare WQI values. This test indicates if data of two populations have the same distribution with a null hypothesis that the populations are identical. The null hypothesis is rejected when the p-value is lower than the significance level (Rosenthal, 2011); a significance level of 0.05 was used in this study. The WMW test allowed to determine if there is a difference between WQIs values of

different harvested sites, and to compare WQIs values of reference streams and those of water located in harvested peatlands

The Mann-Whitney pairwise test was used to compare WQI calculated from harvested peatlands and reference streams using Method 1 with those obtained from the calculations using Method 2. This test allows a multiple comparison, that is, pair by pair comparisons of two data sets, with the null hypothesis that members of a pair are identical. P-value was obtained for each pair compared. The null hypothesis was rejected when $p\text{-value} < 0.05$. Statistical tests were carried out in the RStudio interface.

6.5 Results

6.5.1 Method 1

Water quality in harvested sites

Box plots of WQIs distribution by site type in harvested peatlands of each region are presented in Figure 6.2. It can be seen that most of the sampling effort and WQI variability occur at the pond outlets (PE).

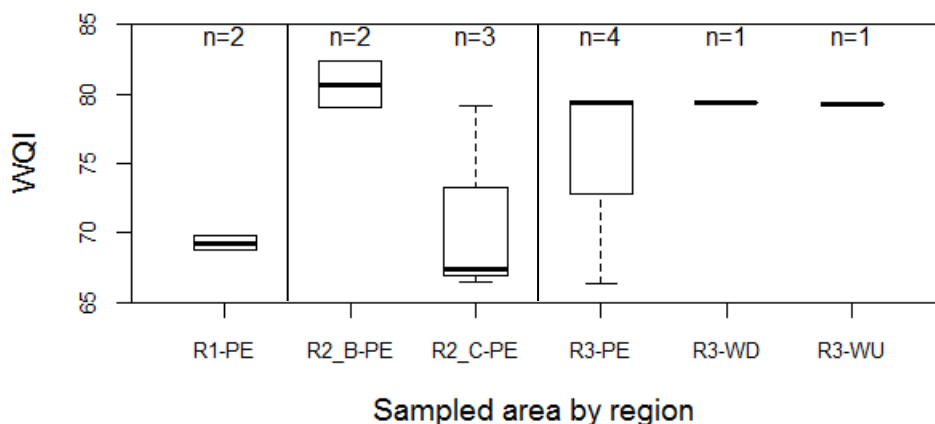


Figure 6.2 : Boxplots of WQI values for each type of site sampled in R1, R2 and R3

Taking into account the physico-chemical parameters used in the calculation of the CCME WQI (pH, conductivity, SS and N-NH_3), we can see in Figure 6.2 that, for R1, the quality of the water sampled at the sedimentation pond exits (PE) was fair (median WQI = 69.2) for the study period of 2014 to 2016. Both pH and N-NH_3 caused the relatively low WQI values, with a failure to comply with the guideline in 45% of the cases for pH and 18% of the cases for N-NH_3 .

In R2, the water quality had been assessed for two peatlands (B and C). In Peatland B, for water sampled at the PE, the boxplot in Figure 6.2 shows that the WQI values varied from fair to good with a median WQI of 80.7. However, in Peatland C, the water sampled at the PE was of fair quality (median WQI = 67.3). In Peatland B, pH did not meet the guideline for 78 % of data. In Peatland C, pH and conductivity are the variables that negatively affect the WQI value, with 96% of pH measurements and 7% of conductivity measurements which did not respect the guideline.

In R3, water samples taken at the PE had a good quality (median WQI = 79.3). The receiving stream had a good quality (WQI > 79), whether the samples were taken downstream (R3-WD) or upstream (R3-WU) of the point of discharge of the drained water from one of the sedimentation ponds (sampling point R3-PE-4). In all sampled sites, the pH guideline of Method 1 is never respected. For the PE sites, 2% of SS measurements exceed its corresponding guideline.

Comparison between water quality of harvested peatlands and of reference watercourses

Figure 6.3 presents boxplots of WQI values in reference streams and in harvested peatlands for each region with Method 1. Only results of WQI for water sampled at sedimentation pond outlets are presented for the harvested peatlands of the three regions.

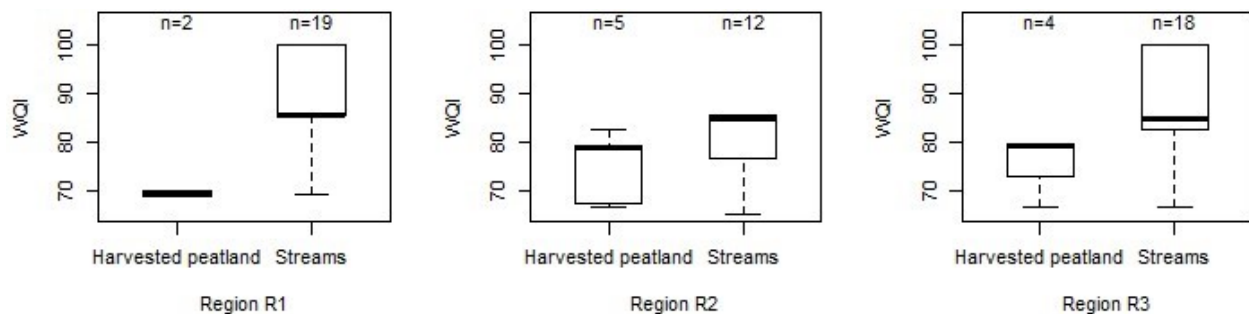


Figure 6.3 : Variation of WQI values obtained with Method 1 in harvested peatlands and in reference streams for R1, R2 and R3

In R1, water sampled in the harvested peatland was of fair quality (median WQI = 69.2) compared to streams which had a water quality that varied from fair to excellent, with a median WQI of 85.5. The WMW test shows that there is a significant difference in the distribution of WQI values between harvested peatland and streams with a p-value of 0.031, on the assumption that WQI values obtained with the small sample size for the harvested peatland in R1 are representative of the quality of the water coming out of the sedimentation pond. In streams, conductivity and SS are the variable that negatively affect the WQI (7% and 4% of measurements respectively) compared to water sampled in the harvested peatland, in which pH (45% measurements) and N-NH₃ (18% of measurements) are responsible for the fair water quality.

In R2, the WQI median in harvested peatlands is 79.0 with a quality varying from fair to good. The same observation was made in the streams, which had a median WQI of 84.9. The WMW test shows a non-significant difference between the distribution of WQI values in harvested peatlands and streams with a p-value of 0.064. In harvested peatlands, pH and conductivity negatively affect the WQI (respectively 90% and 7% of measurements failed to meet the guideline). In streams, pH, SS and conductivity, with respectively 19%, 7% and 7% of measurements not meeting the guidelines, are the variables that lowered the WQI values.

In R3, the median WQI in peatlands is 79.3 and the water quality is generally fair, while in streams, the water quality varies from fair to excellent with a median WQI of 84.8. The WMW test shows a significant difference between the distribution of WQI values in harvested peatland and streams with a p-value of 0.023. The physico-chemical parameters that affect the WQI in the harvested peatlands are pH and SS. In streams, pH, SS and conductivity negatively impact the WQI. In harvested peatlands, 100% of pH measurements and 2% of SS measurements do not respect their corresponding guidelines. In the streams, 2% of pH measurements, 16% of SS measurements and 5% of conductivity measurements exceed their corresponding guidelines.

6.5.2 Comparison between WQI values of methods 1 and 2

It should be recalled that Method 2 differs from Method 1 by the pH guideline. In Method 1, the guideline used was that of the CCME, while in Method 2, a specific objective was calculated for each region (RSO) using water chemistry data from natural peatlands. Figure 6.4 shows boxplots of WQI values obtained with Method 2 in the harvested peatlands and in the reference streams. For the region R3, only results of WQI for water sampled at sedimentation pond exit are presented.

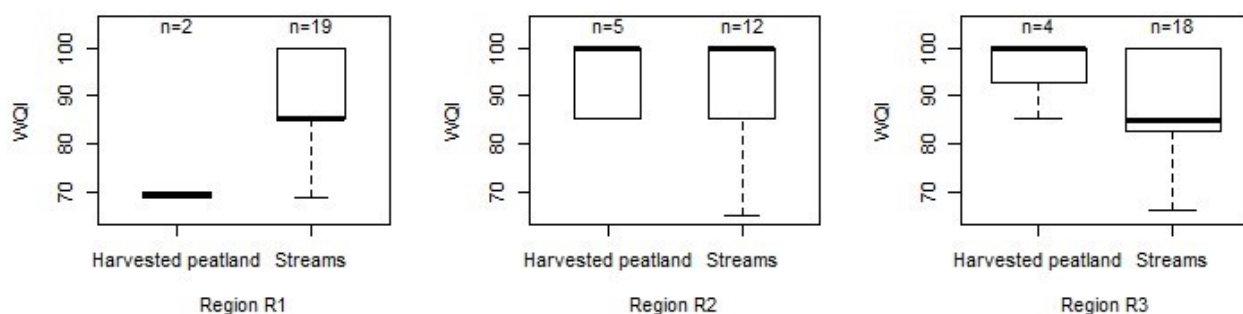


Figure 6.4 : Variation of WQI values obtained with Method 2 in harvested peatlands and in reference streams for R1, R2 and R3

In R1 (Figures 6.3 and 6.4), for the harvested peatland, the Mann-Whitney pairwise test shows that the difference is not significant between results of WQI obtained from the two methods (p-

value = 0.667). With Method 2, the water quality remains fair with a median WQI of 69.4. Furthermore, the pH is still negatively affecting the WQI in addition to N-NH₃. For the streams, pH did not have a notable impact on the WQI value, and there are no significant differences between results of both methods (p-value = 1.000). The variation of the WQI values in R1 remains the same with a median WQI of 85.5.

In R2 (Figures 6.3 and 6.4), for the harvested peatlands, the Mann-Whitney pairwise test shows a significant difference between WQI calculated using Methods 1 and 2 (p-value = 0.003). With Method 2, the water quality varied from good to excellent with a median WQI of 100 (3 values out of 5 are of 100); the conductivity is the only parameter that affects the WQI. For the streams, the WQIs obtained with Method 1 are significantly different from those obtained with Method 2 (p-value = 0.005). With Method 2, the water quality varies from good to excellent in majority with a median WQI of 100 (7 values out of 12 are 100) and the parameters that affect the WQI are SS and conductivity.

In R3 (Figures 6.3 and 6.4), for the harvested peatlands, the difference is significant between the two methods (p-value = 0.003). With Method 2, the water quality varies from good to excellent with a median WQI of 100 (3 values out of 4 = 100). The SS parameter is the only one that has measurements not respecting the guideline. For the streams, results of WQI obtained with Method 1 are not significantly different from results obtained with Method 2 (p-value = 0.641). With Method 2, pH is not a parameter that affected the WQI value (median = 85.1) and water quality varies from fair to good.

For Method 2, the comparison of WQI values obtained for the water sampled in the harvested peatlands and in the streams shows a significant difference in R1 (p-value = 0.031) and no significant difference in R2 (p-value = 0.906) and R3 (p-value = 0.103). For R1, water quality of streams is better than that of the harvested peatland.

6.6 Discussion and conclusions

We adapted the CCME WQI to apply it to streams receiving water from harvested peatlands. This was made by selecting relevant physico-chemical parameters based on information obtained from the literature. We then applied this adapted CCME WQI to water samples taken from harvested peatlands and reference streams in three regions of Quebec, Canada. Based on data availability in this study, parameters selected for their relevance in the calculation of the WQI are pH, conductivity, SS and N-NH₃.

The use of this adapted CCME WQI shows that the quality of water in harvested peatlands is less than in reference streams in two of the studied regions (R1 and R3), whereas in the other (R2), no significant difference has been observed. Differences in water quality are mostly caused by pH that failed to meet guidelines and with additional effect of conductivity, SS and N-NH₃. For the harvested peatlands in the study regions, we can see that the CCME guideline of pH (6.5 to 9.0) is not respected for most measurements, probably, because the majority of sampled sites are at the exit of the sedimentation ponds and not in the receiving watercourses and because of the lower pH naturally occurring in ombrotrophic peatlands. Indeed, in this peatlands, pH can vary from 3.7 to 4.6 (Gorham *et al.*, 1992) and this can make receiving watercourses more acidic. For example, in the study conducted by St-Hilaire *et al.* (2004), the pH of a tributary receiving drained water from an nonharvested part of the peatland of the St. Charles Plain (New Brunswick) averaged 5.7. Considering this characteristic, the use for the pH of threshold values that are specific to ombrotrophic peatlands (RSO) resulted in a more environmentally realistic guideline and improved WQI values for R2 and R3. However, care should be taken for the choice of data used for the calculation of the RSO. Here, only data from sampled water in natural peatlands were available. The use of these data has resulted in RSO values that are more lenient in R2 and R3 (pH of 3.7 and 2.7, respectively), leading to a water quality in peatlands ranked as excellent, whereas at pH values less than 5, fishes cannot survive (Faurie *et al.*, 2011). Considering that the CCME WQI is used here for the protection of aquatic life, the calculated RSO value should be consistent with necessary biological and physico-chemical conditions needed for the survival of aquatic life. Ideally, data from sampled water downstream of natural peatlands could have been used to compute the RSO, but no such data have been found in the literature. Although the pH of ombrotrophic peatlands is naturally less than 5, it is important to consider this parameter when assessing the physico-chemical quality of receiving watercourses that dilute drained water from peatlands (Keys, 1992). Depending on drained discharge vs. that of the receiving stream or river, it is possible that the pH of these watercourses is acceptable for the life of the fish and that the harvest of the peat can change it.

Results obtained for R2 showed the importance of the number of parameters used in the CCME WQI calculation. Indeed, in the harvested peatland B, pH is the variable that affected the WQI value (WQI = 80.7; 78% of pH data do not meet the guideline), while for the samples in the harvested peatland C, both pH (96% of pH data) and conductivity (7% of conductivity data) lowered the WQI value (WQI = 67.3). This difference of 13.4 points between the two peatlands shows that the WQI value is strongly affected by the number of parameters that do not respect their guidelines when only a few parameters are included in the calculation. As mentioned by the

CCME (2016), including only a few parameters gives more importance to each of these parameters. For a better use of the WQI CCME, the CCME recommends to include at least eight parameters in the calculations, which would potentially require an increase of the number of relevant physico-chemical parameters analysed by peat producers. It was noted, that the number of water sampling made by peat producers was below the required minimum of four for the use of the CCME WQI; it is important to respect this minimum because it was determined to take in account the different hydrological and seasonal events (CCME, 2016) that could influence the physico-chemical quality of watercourses. Ideally, the CCME (2016) suggests, where it is possible, to make sampling visits once a month. In addition, failure to comply with this condition may affect the value of the WQI, particularly in the calculation of the frequency (Equation 2) which takes into account the total number of results, i.e. the quantity of samples taken over the entire calculation period. Thus, a small number of sampling could give more importance to non-compliant results. The choice of sampled sites must also be considered; in this study, because of data availability, WQI values of water sampled in harvested peatlands were compared with those of reference streams. It could be also interesting, in future work, to compare the quality of water downstream of harvested peatlands and of water from sedimentation pond with the quality of receiving streams as it was done in R3. In this region, we could see that there is no significant difference between the WQI of water from a sedimentation pond and those from the receiving stream. It therefore appears from this analysis that this harvested peatland does not impact the receiving stream quality. However, it must be taken into account that the receiving watercourse is in a wetland area, so the upstream (R3-WU) and downstream (R3-WD) sites may receive water drained from these wetlands, which could explain a lower quality of the water in the upstream site. Thus, the use of the WQI CCME with our proposed parameters allowed comparing the water quality from harvested peatlands to that of reference streams. This study led to the following recommendations for the use of the WQI CCME for the assessment of water quality from harvested peatlands: i) the sampling of receiving streams and water from sedimentation pond which flows into these streams; ii) the analysis of physico-chemical parameters for the protection of aquatic life such as those listed in Table 6.2, from which at least eight parameters, weakly correlated, and sampled at least four times per year during three consecutive years should be selected (CCME, 2016); iii) the building of a database of water quality of receiving streams, downstream of natural peatlands.

6.7 Acknowledgements

The authors wish to acknowledge the Fonds de recherche du Québec - Nature et technologies and the Quebec Peat Moss Producers Association for their financial support. They also wish to thank the peat producers who participated in the study by providing access to their site, as well as sharing their water quality data and for their availability to provide information throughout this study.

7 BIBLIOGRAPHIE

- Andersen R, Rochefort L, Landry J (2011) La chimie des tourbières du Québec: une synthèse de 30 années de données. *Le naturaliste canadien* 135(1):5-14.
- Åström M, Aaltonen E-K, Koivusaari J (2001) Effect of ditching operations on stream-water chemistry in a boreal forested catchment. *Science of The Total Environment* 279(1-3):117-129.
- Bilotta GS, Brazier RE (2008) Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Res* 42(12):2849-2861.
- Canadian Council of Ministers of the Environment (2014a) Canadian Environmental Quality Guidelines, Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life, Water Quality Index, WQI Calculator 1.2. <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/en/index.html#void> (05 juin 2017)
- Canadian Council of Ministers of the Environment (2014b) Resources, Canadian Environmental Quality Guidelines. https://www.ccme.ca/en/resources/canadian_environmental_quality_guidelines/calculators.html (17 janvier 2019)
- Canadian Council of Ministers of the Environment (2014c) Summary Table. <http://stats.ccme.ca/fr/index.html> (20 novembre 2017)
- Canadian Council of Ministers of the Environment (2016) Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: CCME Water Quality Index, User's Manual – 2017 Update. (In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg) https://www.ccme.ca/files/Resourcs/water/water_quality/WQI%20Manual%20EN.pdf (accessed 02 avril 2018).
- Canadian Sphagnum Peat Moss Association (2016) *2015 Statistics about Peatland Areas Managed for Horticultural Peat Harvesting in Canada*. CSPMA., <http://tourbehorticole.com/la-tourbe-en-chiffres/> (20 Septembre 2018)
- Carpenter J, Farmer G (1981) Peat Mining: An Initial Assessment of Wetland Impacts and Measures to Mitigate Adverse Effects, PB82-130766. (U.S. Environmental Protection Agency, McLean, Virginia.), p 20 - 26.
- Clément M, St-Hilaire A, Caissie D, Chiasson A, Courtenay S, Hardie P (2009) An evaluation of mitigation measures to reduce impacts of peat harvesting on the aquatic habitat of the East Branch Portage River, New Brunswick, Canada. *Canadian Water Resources Journal* 34(4):441-452.
- Comeau PL, Bellamy DJ (1986) An ecological interpretation of the chemistry of mire waters from selected sites in eastern Canada. *Canadian Journal of Botany*, 64(11):2576-2581.
- Environnement et Changement climatique Canada (2017) Indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement : Qualité de l'eau des cours d'eau canadiens.).
- Faurie C, Ferra C, Médori P, Dévaux J, Hemptinne J-L (2011) *Ecologie: Approche scientifique et pratique (Ecology: scientific and practical approach)* 6ème ed, Tec & Doc, Paris, France.
- Glaser PH (1992) Raised bogs in Eastern North America - Regional controls for species richness and floristic assemblages. *Journal of Ecology*, 80(3):535-554.

- Gorham E, Janssens JA (1992) Concepts of fen and bog re-examined in relation to bryophyte cover and the acidity of surface waters. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 61(1):7-20.
- Holden J, Chapman P, Lane S, Brookes C (2006) Impacts of artificial drainage of peatlands on runoff production and water quality. *Peatlands: Evolution and records of environmental and climate changes*, Processes DiES (Eds.) Vol 9. p 501-528.
- Keys D (1992) L'extraction de la tourbe et l'environnement au Canada (Conseil nord-américain de conservation des terres humides).
- Khan AA, Tobin A, Paterson R, Khan H, Warren R (2005) Application of CCME procedures for deriving site-specific water quality guidelines for the CCME Water Quality Index. *Water Quality Research Journal* 40(4):448-456.
- Khan F, Husain T, Lumb A (2003) Water quality evaluation and trend analysis in selected watersheds of the Atlantic region of Canada. *Environmental Monitoring and Assessment* 88(1/3):221-248.
- Kløve B (2001) Characteristics of nitrogen and phosphorus loads in peat mining wastewater. *Water Research* 35(10):2353-2362.
- Lumb A, Halliwell D, Sharma T (2006) Application of CCME Water Quality Index to monitor water quality: a case study of the Mackenzie River Basin, Canada. *Environ Monit Assess* 113(1-3):411-429.
- Ministère de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques (MELCC) 2017 Banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA) (Aquatic quality database). http://www.mdelcc.gouv.qc.ca/eau/Atlas_interactif/stations/stations_rivieres.asp (01 novembre 2018)
- Ministère de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques (2018) *Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau*. Gouvernement du Québec, http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/rivieres/annexes.htm (05 novembre 2018)
- Moore TR (1987) A preliminary study of the effects of drainage and harvesting on water quality in ombrotrophic bogs near Sept-Iles, Quebec. *Journal of the American Water Resources Association* 23(5):785-791.
- Moore TR (2001) Les processus biogéochimiques liés au carbone. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*, Les presses de l'Université Laval, Ste-Foy, Québec. p 183-196.
- Morrison G, Fatoki OS, Persson L, Ekberg A (2001) Assessment of the impact of point source pollution from the Keiskammahoe Sewage Treatment Plant on the Keiskamma River - pH, electrical conductivity, oxygen-demanding substance (COD) and nutrients. *Water SA* 27(4).
- Papoulias DM, Velasco AL (2013) Histopathological Analysis of Fish from Acorn Fork Creek, Kentucky, Exposed to Hydraulic Fracturing Fluid Releases. *Southeastern Naturalist* 12(sp4).
- Pavey B, Saint-Hilaire A, Courtenay S, Ouarda T, Bobée B (2007) Exploratory study of suspended sediment concentrations downstream of harvested peat bogs. *Environ Monit Assess*, 135(1-3):369-382.
- Payette S (2001) Les principaux types de tourbières. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*, Les Presses de l'Université Laval [Ste-Foy, Québec]. p 39-90.

- Rosemond S, Duro DC, Dube M (2009) Comparative analysis of regional water quality in Canada using the Water Quality Index. *Environ Monit Assess* 156(1-4):223-240.
- Rosenthal JA (2011) *Statistics and Data Interpretation for Social Work* 1st edn ed, Springer Publishing Company, New York, NY.
- Scheili A, Rodriguez MJ, Sadiq R (2015) Development, application, and sensitivity analysis of a water quality index for drinking water management in small systems. *Environ Monit Assess* 187(11):685.
- St-Hilaire A, Brun G, Courtenay SC, Ouarda TBMJ, Boghen AD, Bobée B (2004) Multivariate analysis of water quality in the Richibucto drainage basin (New Brunswick, Canada). *Journal of the American Water Resources Association* 40(3):691-703.
- Surette C, Brun GL, Mallet VN (2002) Impact of a commercial peat moss operation on water quality and biota in a small tributary of the Richibucto River, Kent County, New Brunswick, Canada. *Arch Environ Contam Toxicol* 42(4):423-430.
- Tarnocai C, Kettles IM, Lacelle B (2011) *Peatlands of Canada. Geological Survey of Canada, Open File 6561, (map, scale 1:6 500 000)*. <http://www.hww.ca/assets/images/where-they-live/peatlands/peatlands-of-canada.pdf> (10 octobre 2018)
- Wallage ZE, Holden J, McDonald AT (2006) Drain blocking: an effective treatment for reducing dissolved organic carbon loss and water discolouration in a drained peatland. *Sci Total Environ* 367(2-3):811-821.
- Wind-Mulder HL, Rochefort L, Vitt DH (1996) Water and peat chemistry comparisons of natural and post-harvested peatlands across Canada and their relevance to peatland restoration. *Ecological Engineering* 7(3):161-181.

8 ANNEXE I

Tableau 8.1 : Profondeurs moyennes \pm écart-type et vitesses moyennes (\pm écart-type) mesurées aux sites amont et aval dans les différentes tourbières d'étude

Région/ tourbière	Date prise des mesures	Nombre de mesures	Profondeur (cm)	Vitesse (m/s)	Profondeur (cm)	Vitesse (m/s)
			Amont		Aval	
R1 / E	5 juin 2017	10	17,9 \pm 4,6	0,2 \pm 0,1	37,9 \pm 4,4	0,1 \pm 0,04
	15 août 2017	10	55,33 \pm 11,6	0,01 \pm 0,00	46,9 \pm 3,9	0,02 \pm 0,01
	28 août 2017	10	40,5 \pm 9,6	0,01 \pm 0,02	30,3 \pm 3,7	0,02 \pm 0,02
	16 octobre 2017	6	19 \pm 3,9	0,02 \pm 0,01	29,0 \pm 15,6	0,02 \pm 0,01
	16 juillet 2018	5	21,5 \pm 3,7	0,06 \pm 0,04	30,3 \pm 3,0	0,02 \pm 0,01
R2 / C	17 juillet 2018	10	43,2 \pm 9,6	0,08 \pm 0,07	70,2 \pm 2,3	0,04 \pm 0,02
	17 août 2018	10	22,3 \pm 9,2	0,1 \pm 0,09	42,3 \pm 3,8	0,05 \pm 0,02
R3 / D	06 juin 2017	8	27,6 \pm 3,4	0,2 \pm 0,1	27,8 \pm 3,1	0,2 \pm 0,07
	03 juillet 2017	6	23,3 \pm 2,7	0,04 \pm 0,05	30,5 \pm 5,3	0,04 \pm 0,03
	03 octobre 2017	6	22,2 \pm 1,9	0,1 \pm 0,1	51,7 \pm 3,3	0,02 \pm 0,007
R4 / F	15 juin 2017	10	73,1 \pm 8,1	0,05 \pm 0,02	39,6 \pm 9,2	0,005 \pm 0,007

9 ANNEXE II

Tableau 9.1 : Résultats du test de Kruskal-Wallis des trois déploiements en amont et en aval dans la tourbière E de la région R1

Déploiement	Amont				Aval			
	1	2	3	<i>p</i>	1	2	3	<i>P</i>
Masse (g)	62,49	46,34	52,67	0,02	62,16	67,56	44,60	0,02
Taux de sédimentation (g/m ² /jour)	183,69	156,14	142,17	0,03	182,70	222,14	133,71	0,04
% matière organique Groupe 1	12,78	11,08	13,16	0,18	19,91	18,12	18,17	0,19
% matière organique Groupe 2	7,76	3,59	2,96	0,09	10,62	13,83	14,85	0,53
% matière organique Groupe 3	5,94	2,75	3,34	0,06	21,77	32,18	27,72	0,32

% = pourcentage massique

Groupe 1= % de masse de matière organique pour les granulométries de 0,1 µm à 124 µm

Groupe 2= % de masse de matière organique pour les granulométries de 125 µm à 499 µm

Groupe 3= % de masse de matière organique pour les granulométries de 499 µm à 999 µm

Tableau 9.2 : Résultats du test de Kruskal-Wallis des trois déploiements en amont et en aval dans la tourbière D de la région R3

Déploiement	Amont				Aval			
	1	2	3	<i>p</i>	1	2	3	<i>P</i>
Masse (g)	285,62	138,47	166,16	0,16	24,73	13,42	10,71	0,06
Taux de sédimentation (g/m ² /jour)	771,03	508,80	318,53	0,07	66,76	49,31	20,53	0,02
% matière organique Groupe 1	1,79	1,84	2,15	0,59	31,59	35,46	26,87	0,01
% matière organique Groupe 2	1,38	1,80	0,84	0,09	5,20	6,71	7,07	0,05
% matière organique Groupe 3	1,06	1,81	1,38	0,18	1,90	2,48	2,40	0,14

Tableau 9.3 : Résultats du test de Kruskal-Wallis des deux déploiements en amont et en aval dans la tourbière F de la région R4

Déploiement	Amont			Aval		
	1	2	<i>p</i>	1	2	<i>P</i>
Masse (g)	32,36	26,86	0,72	30,34	39,63	0,26
Taux de sédimentation (g/m ² /jour)	79,27	33,12	0,04	74,32	49,42	0,15
% matière organique Groupe 1	25,15	29,46	0,07	20,27	22,21	0,75
% matière organique Groupe 2	8,35	10,48	0,72	5,60	9,39	0,05
% matière organique Groupe 3	22,30	30,25	0,20	15,44	14,15	0,87

10 ANNEXE III

Tableau 10.1 : Pourcentage massique moyen de chaque classe de sédiments et écart-type de la moyenne des sédiments échantillonnés dans la région R1, Tourbière E; valeur de p du test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour la comparaison des résultats entre l'amont et l'aval

Déploiement	Amont		Aval		Test de WMW (p)
	Moyenne % massique	Écart-type	Moyenne % massique	Écart-type	
#1	43,07	17,87	38,52	3,56	0,931
	38,06	12,48	39,53	2,73	0,247
	12,76	11,43	17,59	3,53	0,329
	5,12	5,69	3,16	1,26	0,662
	0,79	0,82	0,77	0,40	0,662
	0,20	0,23	0,42	0,19	0,126
#2	56,47	4,91	36,36	10,03	0,002
	33,95	5,78	45,36	4,99	0,002
	5,37	0,99	13,79	6,70	0,002
	1,97	0,85	2,31	0,79	0,589
	1,34	0,55	0,72	0,28	0,041
	0,90	0,68	1,46	2,02	0,937
#3	54,55	4,28	48,53	12,11	0,180
	31,65	3,43	40,99	7,34	0,065
	7,26	1,34	8,28	5,33	0,699
	4,07	1,79	1,44	0,73	0,015
	1,79	1,49	0,48	0,30	0,026
	0,67	0,76	0,29	0,43	0,240

Tableau 10.2 : Pourcentage massique moyen de chaque classe de sédiments et écart-type de la moyenne des sédiments échantillonnés dans la région R3, Tourbière D; valeurs de p du test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour la comparaison des résultats entre l'amont et l'aval

Déploiement	Amont		Aval		Test de WMW (p)
	Moyenne % massique	Écart-type	Moyenne % massique	Écart-type	
#1	11,28	2,93	8,62	3,96	0,247
	40,61	7,24	14,17	3,77	0,004
	24,59	5,90	41,79	8,18	0,009
	16,37	4,75	26,70	5,51	0,017
	6,00	2,71	5,29	4,41	0,429
	1,15	0,54	3,43	1,67	0,082
#2	13,33	7,20	8,22	3,77	0,240
	49,01	12,17	12,21	4,73	0,002
	20,62	9,80	34,04	4,79	0,041
	11,31	5,40	32,75	8,65	0,002
	4,74	2,29	7,75	3,92	0,310
	0,98	0,37	5,04	8,69	0,589
#3	15,77	5,70	8,52	6,69	0,093
	48,58	7,47	17,68	15,39	0,009
	24,95	8,17	28,11	5,22	0,818
	8,55	4,15	33,90	15,09	0,015
	1,79	1,89	9,29	3,43	0,009
	0,37	0,33	2,49	0,71	0,002

Tableau 10.3 : Pourcentage massique moyen de chaque classe de sédiments et écart-type de la moyenne des sédiments échantillonnés dans la région R4, Tourbière F; valeurs de p du test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour la comparaison des résultats entre l'amont et l'aval

Déploiement	Amont		Aval		Test de WMW (p)
	Moyenne % massique	Écart-type	Moyenne % massique	Écart-type	
#1	6,98	4,57	15,18	4,80	0,015
	53,09	5,27	70,75	5,26	0,002
	37,89	8,32	12,25	6,13	0,002
	1,51	0,81	1,44	0,48	0,937
	0,26	0,12	0,36	0,20	0,589
	0,27	0,50	0,01	0,02	0,115
#2	12,50	2,07	28,35	10,45	0,004
	57,17	3,56	58,10	10,44	0,792
	27,46	5,66	11,74	3,07	0,004
	1,67	0,44	1,12	0,43	0,177
	0,88	0,37	0,65	0,87	0,082

11 ANNEXE IV

Tableau 11.1 Pêche du 05-06-2017, région R1, tourbière E

Amont			Aval		
Espèce	Longueur totale (cm)	Poids (g)	Espèce	Longueur totale (cm)	Poids (g)
Gaspareau	8,0	3,2	Meunier noir	8,7	9,1
Gaspareau	9,5	6,2	Menée grosse tête	9,5	6,5
Gaspareau	9,0	8,5	Gaspareau	11,5	14,9
Gaspareau	9,0	7,9	Épinoche à 5 épines	4,7	1,2
Gaspareau	6,5	2,5	Gaspareau	6,2	2,0
Gaspareau	6,5	2,0	Gaspareau	9,2	9,3
			Gaspareau	5,5	1,0
			Meunier noir	10,0	10,3
			Menée à museau noir	7,5	3,3
			Menée à museau noir	5,7	1,5
			Menée à museau noir	6,7	2,6
			Umbre de vase	8,0	4,6
			Mené ventre rouge	5,4	1,3
			Umbre de vase	5,8	3,0

Tableau 11.2 Pêche du 15-08-2017, région R1, tourbière E

Amont			Aval		
Espèce	Longueur totale (cm)	Poids (g)	Espèce	Longueur totale (cm)	Poids (g)
Épinoche à 5 épines	3,6	0,53	Épinoche à 5 épines	4,0	0,61
Épinoche à 5 épines	4,2	0,79	Épinoche à 5 épines	4,0	0,54
Épinoche à 5 épines	2,8	0,28	Épinoche à 5 épines	3,1	0,25
Épinoche à 5 épines	2,6	0,24	Épinoche à 5 épines	3,5	0,48
Épinoche à 5 épines	1,7	0,07	Épinoche à 5 épines	4,5	0,84
Épinoche à 5 épines	2,3	0,13			
Épinoche à 5 épines	1,9	0,08			
Épinoche à 5 épines	1,6	0,05			
Épinoche à 5 épines	2,0	0,07			
Épinoche à 5 épines	1,4	0,03			

Tableau 11.3 Pêche du 28-08-2017, région R1, tourbière E

Amont			Aval		
Espèce	Longueur totale (cm)	Poids (g)	Espèce	Longueur totale (cm)	Poids (g)
Épinoche à 5 épines	5,0	1,33	Épinoche à 5 épines	5,1	1,25
Épinoche à 5 épines	5,1	1,20	Épinoche à 5 épines	5,0	1,16
Épinoche à 5 épines	2,8	0,21	Épinoche à 5 épines	4,9	1,11
Épinoche à 5 épines	2,9	0,24	Épinoche à 5 épines	3,9	0,45
Épinoche à 5 épines	4,1	0,40	Épinoche à 5 épines	2,0	0,04
Épinoche à 5 épines	3,3	0,28	Épinoche à 5 épines	4,0	0,45
Épinoche à 5 épines	2,4	0,20	Épinoche à 5 épines	1,2	0,02
Épinoche à 5 épines	2,2	0,15	Épinoche à 5 épines	2,2	0,08
Épinoche à 5 épines	3,5	0,50	Épinoche à 5 épines	5,0	1,12
Épinoche à 5 épines	2,3	0,16	Umbre de vase	8,4	6,96
Épinoche à 5 épines	2,1	0,13	Mulet perlé	7,7	4,81
Épinoche à 5 épines	1,6	0,05	Épinoche à 5 épines	4,7	0,90
Épinoche à 5 épines	3,2	0,30	Épinoche à 5 épines	4,7	0,96
Épinoche à 5 épines	2,2	0,13	Épinoche à 5 épines	3,9	0,65
			Épinoche à 5 épines	1,2	0,02
			Épinoche à 5 épines	2,1	0,15
			Épinoche à 5 épines	3,2	0,27
			Épinoche à 5 épines	1,8	0,03

Tableau 11.4 Pêche du 16-07-2018, région R1, tourbière E

Amont			Aval		
Espèce	Longueur totale (cm)	Poids (g)	Espèce	Longueur totale (cm)	Poids (g)
Épinoche à 5 épines	1,3	0,03	Naseux noir	2,8	0,24
			Épinoche à 5 épines	4,3	1,03
			Épinoche à 5 épines	4,5	0,93
			Épinoche à 5 épines	3,0	0,43
			Umbre de vase	9,4	9,73

Tableau 11.5 Pêche du 15-08-2016, région R2, tourbière C

Amont			Aval		
Espèce	Longueur totale (cm)	Poids (g)	Espèce	Longueur totale (cm)	Poids (g)
Anguille	18,0	7,1	Naseux noir	4,1	0,7
Mulet de lac	1,5	0,05	Naseux noir	6,0	2,0
Mulet de lac	2,0	0,1	Mulet de lac	2,5	0,2
Mulet de lac	2,5	0,1	Mulet de lac	2,0	0,1
Anguille	15,0	3,6	Mulet de lac	2,0	0,1
Mené à museau noir	3,0	0,1	Mulet de lac	2,0	0,1
Ouitouche	6,0	2,0	Ombre de vase	6,5	4,3
Mené à museau noir	3,0	0,1	Mené à menton noir	4,0	0,7
Mulet de lac	1,5	0,05	Mulet de lac	2,5	0,1
Mulet de lac	1,5	0,05	Mulet de lac	3,0	0,2
Mulet de lac	1,5	0,05	Naseux des rapides	3,0	0,1
Mulet de lac	1,5	0,05	Mulet de lac	3,0	0,2
Mulet de lac	1,5	0,05	Mulet de lac	2,5	0,1
Mulet de lac	1,5	0,05	Mulet de lac	1,8	0,05
Mulet de lac	1,5	0,05			
Mulet de lac	1,5	0,05			
Mulet de lac	1,5	0,05			
Mulet de lac	1,5	0,05			
Mulet de lac	1,5	0,05			
Mulet de lac	1,5	0,05			
Mulet de lac	1,5	0,05			
Mulet de lac	1,5	0,05			
Mulet de lac	1,5	0,05			
Mulet de lac	1,5	0,05			
Mulet de lac	1,5	0,05			

Tableau 11.6 Pêche du 17-07-2018, région R2, tourbière C

Amont			Aval		
Espèce	Longueur totale (cm)	Poids (g)	Espèce	Longueur totale (cm)	Poids (g)
Mené à menton noir	5	1,31	Mené à menton noir	4,5	0,76
Meunier noir	4,7	1,08	Mené à menton noir	1,9	0,07
Mené à menton noir	5,1	1,24			
Mené à menton noir	3,9	0,60			
Mené à menton noir	3,9	0,49			
Mené à menton noir	3,3	0,35			
Mené à menton noir	4,9	1,06			
Mené à menton noir	4,2	0,65			
Épinoche à 3 épines	2,3	0,06			

Tableau 11.7 Pêche du 13-08-2018, région R2, tourbière C

Amont			Aval		
Espèce	Longueur totale (cm)	Poids (g)	Espèce	Longueur totale (cm)	Poids (g)
Mené à menton noir	4,7	0,82	Mulet à cornes	10,7	11,07
Mené à menton noir	3,4	0,22	Ouitouche	9,6	7,11
Mené à menton noir	4,7	0,79	Mené à menton noir	3,3	0,27
Mené à menton noir	2,2	0,10	Mené à menton noir	3,1	0,24
Mulet à cornes	6,6	2,90	Mené à menton noir	3,1	0,28
Mené à menton noir	4,7	0,84	Mené à menton noir	2,3	0,09
Mené à menton noir	5,0	1,02	Mené à menton noir	2,3	0,22
			Mené à menton noir	3,4	0,21
			Épinoche à 3 épines	3,2	0,16
			Ouitouche	5,9	2,09