

**REVUE DE LITTÉRATURE TRAITANT DES LIGNES
DIRECTRICES ET DE LA DOCUMENTATION
RELATIVES À LA QUALITÉ DE L'EAU DE
DRAINAGE DES TOURBIÈRES EXPLOITÉES**

Octobre 2015

REVUE DE LITTÉRATURE TRAITANT DES LIGNES DIRECTRICES ET DE LA DOCUMENTATION RELATIVES À LA QUALITÉ DE L'EAU DE DRAINAGE DES TOURBIÈRES EXPLOITÉES¹

par

Carol Rendell

André St-Hilaire

Sébastien Ouellet-Proulx

Marie Clément

Institut national de la recherche scientifique

Centre Eau, Terre et Environnement

(INRS-ETE)

Université du Québec

490, rue de la Couronne

Québec (Québec) G1K 9A9

Octobre 2015

¹ Traduit de l'anglais au français par Laurence Perron

Référence à citer :

Rendell, C., A. St-Hilaire, S. Ouellet-Proulx et M. Clément. 2015. Revue de littérature traitant des lignes directrices et de la documentation relative à la qualité de l'eau de drainage des tourbières exploitées. Rapport scientifique de l'INRS-ETE, ii+50 pages.

© INRS-ETE, 2015

Tous droits réservés

ISBN : 978-2-89146-896-1(version électronique)

Dépôt légal - Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2018

Dépôt légal - Bibliothèque et Archives Canada, 2018

TABLE DES MATIÈRES

1. INTRODUCTION	1
2. RÉPERCUSSIONS POSSIBLES DE LA RÉCOLTE DE LA TOURBE SUR LA QUALITÉ DE L'EAU DES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES EN AVAL	3
3.1 SÉDIMENTS EN SUSPENSION	5
3.2 CARBONE ORGANIQUE DISSOUS (COD)	8
3.3 ÉLÉMENTS NUTRITIFS : AZOTE ET PHOSPHORE	10
3.4 PH	13
3. RÉVISION DES LIGNES DIRECTRICES SUR LA QUALITÉ DE L'EAU ACTUELLEMENT EN USAGE DANS L'EAU DE DRAINAGE DES TOURBIÈRES DESTINÉES À L'EXPLOITATION.	15
2.1 SÉDIMENTS EN SUSPENSION	15
2.2 ÉLÉMENTS NUTRITIFS (PHOSPHORE ET AZOTE)	22
2.3 PH	24
2.4 CARBONE ORGANIQUE DISSOUS (COD)	25
4. AGRICULTURE, FORESTERIE ET EXPLOITATION MINIÈRE	26
5. BRÈVE ANALYSE COMPARATIVE DE LA QUALITÉ DE L'EAU DANS UNE TOURBIÈRE EXPLOITÉE	29
6. DISCUSSION	33
7. RECOMMANDATIONS	36
8. RÉFÉRENCES	38
<u>ANNEXES : MÉTHODES D'ÉCHANTILLONNAGE DES SÉDIMENTS ET CALCUL DE LA CHARGE SÉDIMENTAIRE</u>	42

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1. RÉSUMÉ DES LIGNES DIRECTRICES RELATIVES À LA SURVEILLANCE DE LA MATIÈRE EN SUSPENSION DANS LES EAUX DE DRAINAGE SUPERFICIELLES UTILISÉES AU CANADA, EN IRLANDE, AUX ÉTATS-UNIS (MINNESOTA) ET EN FINLANDE.....	17
TABLEAU 2. RÉSUMÉ DES LIGNES DIRECTRICES DE LA COLOMBIE-BRITANNIQUE RELATIVEMENT À LA QUALITÉ DE L'EAU ET AUX CONCENTRATIONS ACCEPTABLES DE NITRATE ET DE NITRITE (ADAPTÉ À PARTIR DE NORDIN & PUMMEN, 1986).	23

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1 STATION D'ÉCHANTILLONNAGE SUR LA RIVIÈRE EAST BRANCH PORTAGE.	30
FIGURE 2. COMPARAISON DE LA CONDUCTIVITÉ ÉLECTRIQUE, DU pH, DU PHOSPHORE ET DE L'AZOTE TOTAL AUX STATIONS ÉCHANTILLONNÉES SUR LE BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE EAST BRANCH PORTAGE.	31

1. INTRODUCTION

Le Canada fait partie des leaders en matière de production de substrats de culture à base de tourbe horticole. D'ailleurs, au Canada, les tourbières couvrent plus de 113 millions d'hectares du territoire, ce qui représente 11 % de la superficie du pays (Daigle & Gautreau-Daigle, 2001). De ces 113 millions d'hectares, moins de 0,02 %, soit 17 000 hectares, est présentement consacré à la récolte de la tourbe horticole.

Si l'on retrouve des tourbières dans toutes les provinces du pays, la majeure partie de la récolte de la tourbe se pratique dans trois régions du pays, nommément l'ouest canadien (30% des volumes récoltés), le Québec (30%) et le Nouveau-Brunswick (40%). Au Québec, ce sont surtout les tourbières du Lac-Saint-Jean, du Bas-Saint-Laurent et de la Côte-Nord qui sont exploitées. En outre, depuis le début des années 1900, environ 8 000 hectares de tourbière ont été exploités au Québec, ce qui représente 0,08 % des tourbières de la province (Association des producteurs de tourbe du Québec, www.tourbehorticole.com).

La récolte de la tourbe horticole doit idéalement se faire dans un contexte d'acceptabilité sociale et de minimisation du risque environnemental. Déjà, l'industrie est assujettie aux exigences environnementales stipulées lors de l'émission d'un certificat d'autorisation pour la récolte de tourbe sur chacun des sites exploités. Les démarches actuelles et futures pour minimiser et/ou atténuer les impacts potentiels de la récolte de tourbe sur les écosystèmes aquatiques pourraient bénéficier d'une connaissance plus complète des cadres réglementaires existant ailleurs pour cette industrie de même que pour d'autres activités économiques liées à l'exploitation des ressources naturelles.

Dans cette optique, l'objectif du présent rapport est de colliger cette information pour l'Association des producteurs de tourbe horticole du Québec afin de pouvoir situer les exigences gouvernementales dans le contexte national et international et éventuellement, assister l'industrie

dans son effort d'implantation de *Best Management Practices (BMP)*, « pratiques de gestion bénéfiques (PGB) ». Ces efforts peuvent permettre une meilleure compréhension des enjeux et éventuellement, contribuer à la réduction des risques d'atteinte à l'intégrité écologique des écosystèmes aquatiques. Par ailleurs, ce rapport contient un résumé des recommandations en matière de qualité de l'eau actuellement en usage par les plus grands pays producteurs de tourbe. Ces recommandations visent à contrôler l'efficacité des mesures d'atténuation des charges (sédimentaires ou d'autres variables de la qualité de l'eau) des eaux de drainage des tourbières et à minimiser les répercussions observées sur la qualité de l'eau en aval. De plus, le présent rapport expose les grandes lignes de la documentation scientifique portant sur les conséquences environnementales possibles des activités de récolte de la tourbe. En outre, les lois et politiques actuelles régissant le développement commercial des ressources en tourbe au Canada, aux États-Unis et en Europe seront résumées.

Certaines juridictions ont émis des règlements et/ou lignes directrices pour d'autres secteurs primaires tels que l'agriculture, l'exploitation minière et la foresterie en ce qui a trait à la charge sédimentaire, au pH et à la charge en éléments nutritifs des cours d'eau. Dans le présent rapport, nous procéderons également à la révision des études pertinentes sur le sujet en vue de permettre une comparaison des méthodes, réglementations ou approches spécialement conçues pour ces industries par rapport aux pratiques plus étroitement associées à la récolte de la tourbe.

Finalement, certaines considérations techniques associées à l'échantillonnage de la qualité et de la quantité d'eau sont produites en annexe.

2. LA RÉCOLTE DE LA TOURBE ET LA QUALITÉ DE L'EAU DES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES EN AVAL

Les répercussions environnementales possibles de la récolte de la tourbe sur la qualité de l'eau ont été étudiées dans le passé, tant au Canada qu'à l'étranger. La récolte de la tourbe à des fins d'horticulture nécessite que la couverture végétale soit retirée et qu'une série de canaux de drainage soient creusés, de manière à drainer la superficie exploitée et permettre à la tourbe de s'assécher. Les variations de la qualité de l'eau sont souvent fortement liées aux fluctuations de débit. Plusieurs études ont porté sur l'impact du drainage des tourbières sur l'hydrologie locale. Holden et al. (2006) ont recensé une douzaine d'études ayant traité de l'effet du drainage des tourbières sur le stockage de l'eau, les crues et les volumes d'eau s'écoulant des systèmes drainés. Dans la majorité de ces études, on compare différentes configurations de tourbières drainées à un milieu naturel. Holden et al., (2006) notent qu'il ne semble pas y avoir de conclusions systématiques en ce qui a trait à l'impact du drainage. La majorité des études indiquent évidemment une diminution de la capacité d'emmagasinement de l'eau dans la matrice de tourbe, en raison de la présence des canaux de drainage. Cependant, l'impact sur l'amplitude des pointes de crue est variable. Bien que la majorité des sites drainés étudiés présentaient une hausse des débits de pointe, quatre études ont fait état d'une diminution des débits maximaux après drainage. L'impact sur le volume total annuel d'eau ruisselé semble plus systématique. Toutes les études recensées, sauf une, indiquent que ce volume augmente après le drainage. Selon Holden et al. (2006), les mécanismes en jeu diffèrent selon les sites. D'une part, la baisse de la conductivité hydraulique et la perte de ruissellement de surface peuvent contribuer à diminuer les pics de crue, mais d'autre part, la diminution de l'évapotranspiration, l'augmentation de la pente des canaux en surface et l'augmentation de la densité de drainage contribuent à augmenter ceux-ci.

En outre, l'eau de drainage de la tourbe est généralement dirigée vers des bassins de sédimentation avant que l'eau de ruissellement se déverse dans les plans d'eau avoisinants. Dans la plupart des cas, les variables de qualité d'intérêt dans l'eau de drainage de la tourbe incluent la

matière solide en suspension; les éléments nutritifs (soit l'azote et le phosphore); le pH et le COD (carbone organique dissous).

La baisse du niveau de la nappe augmente la quantité de tourbe exposée à l'air qui meuble les pores libérés de l'eau. Les processus de décomposition aérobie peuvent alors reprendre dans les couches supérieures et accélérer le taux de décomposition de la tourbe. La présence d'air dans les couches drainées de tourbe permet aussi une plus grande minéralisation des éléments nutritifs (Holden et al., 2006). Conséquemment, plusieurs études ont noté une augmentation de la charge en nutriments dans l'eau de drainage, comparativement à un système naturel. La perte d'ions majeurs peut aussi augmenter. Les résultats sont parfois contradictoires en ce qui a trait à l'impact du drainage des tourbières sur la charge en carbone organique dissout. Certains auteurs ont noté une forte augmentation du COD après drainage, alors que d'autres (par ex. Moore, 1987) ont observé des changements mineurs.

L'impact possible de l'eau de drainage de tourbières sur les cours d'eau en aval de l'exploitation dépend toutefois de divers facteurs relatifs au milieu récepteur, notamment la concentration de référence (ou naturelle), le régime d'écoulement, le temps de séjour, etc. L'élévation de la concentration de l'une ou l'autre de ces variables au-dessus du niveau de référence (ou bruit de fond) par exemple, pourrait dans certains cas nuire aux populations halieutiques ou à toute autre forme de biote aquatique présente dans le milieu récepteur.

Généralement, la récolte commerciale de la tourbe peut entraîner une diminution du pH du milieu, une augmentation de la charge en phosphore et en azote (Olsson, 1985; Klove, 1998; Surette et al., 2002; St-Hilaire et al., 2006), ainsi qu'une mobilisation du COD depuis l'aire de récolte vers l'aval. Le transport de sédiments tourbeux, lequel est provoqué par l'érosion de la tourbe à la surface et dans les canaux de drainage, constitue une conséquence possible de la récolte de tourbe sur la qualité de l'eau (Sallantaus, 1986; Klove, 1998; Nieminen et al., 2010).

3.1 Sédiments en suspension

La plupart des études portant sur les répercussions environnementales possibles de la récolte de tourbe sur la qualité de l'eau ont été menées dans des tourbières du Canada et de la Finlande. Au Canada, ces recherches se sont initialement concentrées sur l'industrie de la tourbe horticole au Nouveau-Brunswick.

Les répercussions de la présence de sédiments en suspension et de la charge sédimentaire systématiquement plus élevées que celles du milieu naturel sur les organismes aquatiques peuvent être importantes et sont documentées (Bilotta et Brazier, 2008; Newcombe et MacDonald, 1991; Owens et al., 2005; Peddicord, 1980; Ryan, 1991; Woods et Armitage, 1997; Anderson et al., 1996; Birtwell, 1999; Schuler, 2000). Les conséquences possibles sur les poissons incluent le colmatage des frayères de salmonidés par le dépôt de sédiments fins, l'inflammation ou l'abrasion des branchies des poissons par les solides en suspension, la diminution de l'efficacité de la prédation, l'altération de la structure végétale des habitats par la diminution de la pénétration de la lumière dans l'eau et conséquemment de la photosynthèse (Schuler, 2000; Pike et al., 2010).

Dans le cadre d'une étude menée par St-Hilaire et al. (2006) au Nouveau-Brunswick, les sédiments en suspension ont été mesurés en aval d'une tourbière exploitée de la Plaine de Saint-Charles, au Nouveau-Brunswick, au printemps 2001 et du printemps à l'automne de l'année 2002. La turbidité, une mesure indirecte de la concentration de sédiments en suspension (CSS), a été suivie en continu durant ces périodes. Le site d'échantillonnage le plus près de la tourbière exploitée se trouvait dans le drain principal, en aval des bassins de sédimentation. Un second site se trouvait environ 300 m en aval, dans le ruisseau Malpec, lequel se jette dans Mill Creek, un affluent de la rivière Richibouctou. La valeur-seuil maximale de concentration de sédiments en suspension stipulée par les lignes directrices du Nouveau-Brunswick (25 mg/L) a été dépassée plus de 50 % du temps au cours de la période d'échantillonnage qui a eu lieu au printemps 2001 et 80 % du temps au printemps 2002. De plus, les épisodes de concentration de sédiments en suspension élevée (> 500 mg/L) ont duré plus de quatre jours occasionnellement. Pavey et al. (2007) ont comparé la fréquence de dépassement du seuil de 25 mg/L à ce site (80%), à celle d'un site non exploité, situé à proximité du ruisseau Malpec. 30% des CSS au site

naturel ont dépassé ce même seuil. Par contre, des études ultérieures ont révélé que le processus de calibration des turbidimètres mis en place en 2006 et pour les études subséquentes peut mener à une surestimation de ces concentrations élevées (M. Samson-Dô, comm. pers.).

Au cours de la période sans glace 2003-2004, Pavey et al. (2007) ont comparé la concentration de sédiments en suspension de l'eau de drainage de trois tourbières néo-brunswickoises exploitées avec celle d'une tourbière naturelle. La turbidité a alors été mesurée en continu du début du printemps, avant la fonte, à la fin de l'automne, et ce, dans l'ensemble des sites d'échantillonnage. Aux sites exploités, la concentration mesurée dépassait la norme en vigueur 72 % du temps. Au cours de cette étude, d'autres seuils plus élevés que les précédents ont également été évalués, soit 50, 100, 150, 200, 300, 500, 1000 et 2000 mg/L, car à ces concentrations, les conséquences sur certaines espèces aquatiques peuvent être plus importantes. Les analyses statistiques de Pavey et al. (2007) ont démontré que les CSS médianes des sites exploités étaient significativement supérieures à celle du site de référence et ce, pour tous les seuils inférieurs à 1000 mg/L. Il a aussi été rapporté qu'en général, la CSS est à son plus fort à l'automne, ce qui pourrait être entre autre attribuable à l'entretien des canaux de drainage et à une efficacité insuffisante des bassins de sédimentation, surtout lorsque ces derniers sont partiellement remplis de tourbe.

Clément et al. (2009) se sont penchés sur les conséquences de la récolte de la tourbe sur le milieu aquatique de la rivière du Portage, au Nouveau-Brunswick. L'étude a permis de rapporter des épisodes de CSS supérieures au seuil stipulé par les lignes directrices de cette province (25 mg/L). Plusieurs causes potentielles de ces dépassements ont été identifiées par les auteurs, notamment une fréquence parfois insuffisante de nettoyage des bassins, une zone tampon (herbacée) possiblement inefficace ainsi que le creusage des canaux de drainage durant la période de suivi des CSS. À la suite de ce rapport, il a été recommandé d'augmenter la fréquence d'entretien des bassins au cours des premières étapes de l'aménagement de la tourbière et de mieux planifier l'excavation des canaux de drainage, de manière à ce qu'elle ne coïncide pas avec les périodes de fortes pluies ou de débit élevé.

Es-salhi et al. (2014) ont aussi fait le suivi de la turbidité en aval d'une tourbière située près de l'estuaire de la rivière Miramichi, au Nouveau-Brunswick en 2007-2008. Leurs travaux ont confirmé qu'une hausse de la charge sédimentaire peut se produire dans les jours qui suivent le nettoyage des bassins de sédimentation à l'aide d'une excavatrice et que cette période de CSS élevée peut durer plusieurs jours, surtout en saison pluvieuse.

En Finlande, l'industrie de la tourbe revêt une importance économique particulière, où elle sert entre autre à produire de l'énergie. Depuis les années 1990, Klove (1997; 2000; 2001) étudie d'ailleurs les répercussions environnementales de la récolte de la tourbe ainsi que l'efficacité des systèmes de rétention d'eau de la tourbière de Pohjansui, en Finlande centrale. Les variables physico-chimiques suivies sont enregistrées dans cette étude en tant que charge par surface exploitée (kg/km^2). La charge sédimentaire mesurée quotidiennement à la tourbière est calculée en intégrant le rejet quotidien moyen en fonction du temps, puis en multipliant le volume d'eau obtenu par la concentration quotidienne. En outre, le transport de matières solides en suspension est considérablement plus élevé dans les tourbières en récolte que dans toute autre forme de tourbière. La charge sédimentaire est à son plus haut pendant la fonte des neiges et autres occasions où l'écoulement est important. Klove (2000) a donc conclu que l'installation d'un ouvrage de contrôle des débits de pointe, lequel recueillerait les eaux de pluie dans les fossés et bassins lors des épisodes de pluie/fonte extrêmes, permettrait de réduire de 95 % la charge des sédiments en suspension. Klove a également remarqué que l'augmentation de l'efficacité des bassins de sédimentation est un élément important pour une réduction globale de la charge sédimentaire.

Nieminen et al. (2010) ont révélé que le nettoyage des canaux de drainage les plus anciens et l'aménagement de canaux supplémentaires dans certaines tourbières forestières de la Finlande a entraîné une augmentation notable de l'exportation de matière solide en suspension ainsi qu'une réduction manifeste de l'exportation de carbone organique dissous (COD). Ces résultats corroborent les conclusions tirées par Joensuu et al. (2002) et Astrom et al. (2001a, b). L'ampleur de l'augmentation de matière solide en suspension dépend du type de sol dans les fossés et bassins. En outre, l'épaisseur de la couche de tourbe du milieu drainé diminue avec le temps.

Ainsi, les fossés atteignent des couches plus profondes à la suite d'un entretien du réseau, comparativement aux couches atteintes lors de leur aménagement initial. Lorsque les fossés atteignent le sol minéral, les risques que la charge sédimentaire soit élevée deviennent accrus. D'ailleurs, ce sont les canaux de drainage principaux, et donc les plus profonds, qui présentent les plus grands risques d'érosion. En effet, ces canaux recueillent un volume d'eau imposant et sont souvent situés à des endroits où la couche de tourbe est la plus mince (Nieminen, et al., 2010).

3.2 Carbone organique dissous (COD)

Le carbone organique dissous (COD) présent dans l'eau des tourbières est issu de la dégradation microbienne des éléments végétaux et du processus de dissolution dans l'eau interstitielle de la tourbe qui en découle (Moore et Dalva, 2001). Le COD de l'eau des tourbières est principalement constitué de substances humiques qui peuvent se dégrader en acides humiques et en acides fulviques. Les acides humiques présentent une couleur allant du brun foncé au noir, tandis que les acides fulviques vont du jaune pâle au jaune brun (Schnitzer et Khan, 1972).

Une augmentation marquée du débit du COD fluvial pourrait perturber la qualité de l'eau dans la mesure où le COD fait circuler les métaux et autres polluants, réduit la pénétration de la lumière dans le cours d'eau en plus d'altérer le goût, la couleur et la valeur esthétique de l'eau du milieu récepteur (Mitchell, 1990).

Les études portant sur les répercussions du drainage des tourbières sur la concentration du COD ont, pour la plupart, révélé une augmentation de la concentration du COD dans les eaux de drainage. À cet égard, Edwards et al. (1987) expliquent que les bassins de sédimentation produisent une eau plus colorée, donc riche en COD, que l'eau qui ne réside pas dans le bassin. Cependant, une étude menée par Moore vers la fin des années 1980 dans le sud du Québec (rapportée dans Holden et al., 2006) n'a pas permis de décerner une différence significative dans la concentration de COD mesurée dans l'eau drainée des tourbières exploitées et celle de tourbières naturelles. Dans le cadre d'une étude comparative entre les tourbières perturbées et les

tourbières vierges du Minnesota, Clausen (1980) a découvert que les eaux de ruissellement des tourbières ombrotrophes présentaient une couleur plus foncée (moyenne de 311 unités de couleur vraie) que des tourbières minérotrophes naturelles (242 unités de couleur vraie). .

Surette et al. (2002) ont étudié les conséquences des activités de récolte de la tourbe à des fins commerciales pratiquées dans un petit affluent de la rivière Richibouctou, au Nouveau-Brunswick. Dans le cadre de cette étude, les plus fortes concentrations de carbone organique total (COT) étaient présentes dans les échantillons recueillis dans un cours d'eau situé à la sortie de la tourbière. Wallage et al. (2006), quant à eux, se sont penchés sur les répercussions inhérentes à l'utilisation de canaux de drainage et sur celles du blocage partiel (endiguement partiel à l'aide d'un seuil) du canal de drainage sur le COD et la couleur de l'eau dans le bassin récepteur d'une tourbière située au Royaume-Uni, en montagne. Ainsi, le COD et la couleur de l'eau étaient beaucoup plus marqués dans les pentes drainées que dans la tourbe intacte ou que dans les pentes où les canaux de drainage étaient partiellement endigués. Cela démontre donc que le blocage partiel de l'eau dans les canaux de drainage offre le potentiel d'atténuer la perte de COD dans les tourbières drainées. Cependant, la rétention de l'eau dans les canaux de drainage ne peut se faire que si ces canaux sont suffisamment profonds pour permettre à la fois le drainage des couches supérieures de tourbe et l'accumulation d'eau dans le fond des canaux.

Charman (2002) a émis l'hypothèse que bon nombre de programmes d'échantillonnage qui visent à contrôler le COD présent dans les eaux de drainage des tourbières pourraient en fait avoir sous-estimé l'exportation du COD. En effet, les régimes d'échantillonnage manquent bien souvent les épisodes d'écoulement élevé. Une étude de Raymond et al. (2009) portant sur l'exportation du COD à partir des bassins hydrographiques forestiers a révélé que 86 % du COD est exporté au cours d'événements hydrologiques tels les tempêtes et la fonte des neiges. Ces mêmes auteurs ont recommandé que les études à venir portant sur le cycle du COD tiennent compte de l'importance des événements hydrologiques dans le transport du COD vers les écosystèmes en aval.

En outre, une étude portant sur la tourbière Mer Bleue, en Ontario (une tourbière vierge d'origine naturelle), a révélé que la concentration habituelle de COD se situe entre 30 et 60 mg/L (Fraser et al., 2001).

Dans leur brève synthèse sur le sujet, Holden et al. (2006) ont conclu que les différentes études traitant de la comparaison de teneur en COD de l'eau des tourbières exploitées et celle provenant de tourbières naturelles présentent des résultats parfois contradictoires, donc non concluantes.

3.3 Éléments nutritifs : azote et phosphore

L'hypothèse selon laquelle l'eau interstitielle des tourbières naturelles et vierges serait à faible teneur en éléments nutritifs, et donc que les milieux humides en général et les tourbières en particulier sont de véritables pièges pour les nutriments est (Bourbonniere, 2009). Le drainage artificiel des tourbières et la baisse du niveau de la nappe phréatique qui en découle entraîneraient ainsi une accélération de la décomposition de la matière organique. Cette décomposition accrue serait en grande partie attribuable à une hausse de l'oxygénation du sol, de sa température ainsi que de la disponibilité des substrats, provoquant ainsi le lessivage des éléments nutritifs qui étaient auparavant utilisés par les végétaux et mis en réserve dans la tourbe (Laiho et Laine, 1994; Klove, 2001). Conséquemment, la récolte de la tourbe peut générer une augmentation de la concentration des éléments nutritifs dans les cours d'eau en aval (Heikkinen, 1990).

Les éléments nutritifs revêtent une importance cruciale pour la production primaire au sein d'un écosystème, mais si leur concentration est trop élevée, ils peuvent nuire à ce dernier, car ils favorisent la production d'une quantité excessive de matière organique (Turcotte-Lanteigne et Ferguson, 2008). Le phosphore ne présente pas d'effet toxique direct sur les organismes aquatiques, mais une surcharge du milieu aquatique en phosphore peut avoir des conséquences néfastes, notamment la prolifération d'algues et la diminution du taux d'oxygène, ce qui pourrait causer la mort de certains poissons. En outre, une quantité excessive d'azote dans un milieu aquatique peut s'avérer toxique pour les poissons, les amphibiens ainsi que les insectes

aquatiques. De plus, l'azote peut provoquer une eutrophisation du milieu, particulièrement des eaux côtières (Burkart et al., 2010). L'eutrophisation des cours d'eau et des zones côtières associée à une surcharge d'éléments nutritifs a surtout été documentée pour des bassins versants à dominance agricole (par ex. Finley et al., 2013).

Une étude portant sur les conséquences des activités de récolte de la tourbe dans la Plaine de Saint-Charles sur la qualité de l'eau des petits affluents de la rivière Richibouctou, étude menée par Surette et al. (2002), a révélé que la concentration de phosphore était plus élevée que partout ailleurs près de la tourbière au cours de la saison de récolte, soit de juin à septembre. En outre, le mercure était également en plus fortes concentrations dans les échantillons de tourbe près du site exploité. Une corrélation a été établie entre le phosphore total et le mercure total. Cependant, cette même étude a démontré que la concentration de mercure dans l'eau de l'estuaire, situé à quelques centaines de mètres en aval du site exploité, n'était pas significativement plus élevée que la concentration ambiante et que les organismes aquatiques exposés à l'eau de drainage de la tourbe ne semblaient pas accumuler de mercure dans leurs tissus après une exposition de plus de soixante jours. Des conclusions du même ordre ont aussi été faites par Vaithyanathan et al. (1996).

Une étude portant sur la qualité de l'eau du bassin-versant de la rivière Richibouctou, au Nouveau-Brunswick, a fait état de concentrations élevées de phosphore et d'azote, provenant de trois sources : l'eau de drainage des tourbières, celle drainant les exploitations agricoles et l'eau associée aux débordements des effluents municipaux ayant subi un traitement primaire (St-Hilaire et al., 2004). Dans le Malpec Brook, qui reçoit l'eau de drainage d'une tourbière exploitée, la concentration moyenne de phosphore total s'élève à 0,32 mg/L, tandis que celle du bassin de sédimentation de la Plaine de Saint-Charles, qui est elle aussi relativement élevée, est de 0,08 mg/L. La concentration moyenne d'azote total (la somme du nitrite, du nitrate, de l'ammoniac et de l'azote organique) est aussi à son niveau le plus élevé au ruisseau de Malpec Brook (0,44 mg/L) et dans le bassin de sédimentation (0,61 mg/L).

La charge en azote et en phosphore des eaux de drainage des tourbières a fait l'objet d'études approfondies menées par Klove (2001), en Finlande. Ce dernier a d'ailleurs confirmé que les activités de récolte de tourbe génèrent une charge en azote, en sédiments en suspension ainsi qu'en sédiments dissous supérieure à celle des tourbières drainées pour les activités forestières ou naturelles. La charge en azote typique mesurée sur des sites d'exploitation (environ 50 ha de superficie drainée) est équivalente à la charge en azote générée par 143 foyers, ce qui est non négligeable. La gestion de l'azote devrait donc être assurée en-dehors des périodes de gel et lors des épisodes de ruissellement élevé, soit lorsque la charge en azote est à son niveau le plus élevé.

En revanche, le lessivage du phosphore des tourbières exploitées était moindre que pour toute autre forme d'utilisation de la tourbière. Il s'avère que la concentration de phosphore a diminué lors des périodes de débit de pointe. Elle était toutefois à son plus élevé lorsque le niveau d'eau souterraine était au point le plus bas (présumément parce qu'il y a moins d'eau disponible pour la dilution) et que sa couleur était plus riche (indication de COD élevée). En outre, une forte proportion de phosphore semble se perdre dans le réseau de canaux de drainage. En conclusion, la rétention du phosphore est souhaitable, et peut se faire en partie grâce aux bassins de sédimentation qui peuvent le retenir sous forme particulaire et prévenir sa remise en suspension.

Wind-Mulder et al. (1996) ont complété une étude au Canada comparant la chimie de l'eau et de la tourbe de quatre tourbières ayant été exploitées et de tourbières naturelles à proximité. Ils ont observé des niveaux d'azote d'ammonium et d'azote des nitrates plus élevés dans les tourbières anciennement exploitées que ceux des tourbières naturelles. Les concentrations de nitrate par exemple ont atteint un maximum de 40 µeq/L dans un site exploité en Alberta, alors qu'elles étaient inférieures à 5 µeq/L dans les sites naturels.

Au Manitoba, un nouveau cadre législatif a été mis en place en 2015 (<http://web2.gov.mb.ca/laws/statutes/ccsm/p031e.php>). On y prévoit entre autres l'établissement d'un comité des pratiques en matière de tourbe. Le mandat de ce comité va inclure les fonctions suivantes : « a) l'élaboration, la publication et l'évaluation : (i) de directives concernant la gestion et la remise en état des tourbières domaniales, (ii) de mesures et d'indicateurs de rendement devant être utilisés pour évaluer la gestion et la remise en état des tourbières

domaniales; » (<http://web2.gov.mb.ca/laws/regs/current/pdf-regs.php?reg=83/2015>). Les mesures de rendement susmentionnés n'ont pas encore été identifiées ou définies mais pourraient éventuellement inclure des métriques permettant de définir la qualité de l'eau en aval des sites de récolte.

3.4 pH

En matière de qualité d'eau, le pH a une importance cruciale, car il détermine la solubilité des métaux lourds. En outre, le pH de l'eau peut entraîner les conséquences suivantes sur les organismes aquatiques (McKean et Nagpal, 1991) :

- transformation de certains éléments chimiques (p. ex. : métaux) en leur forme toxique;
- destruction des branchies;
- acidose ou alcalose;
- perte d'électrolytes; et
- inhibition du mécanisme d'excrétion de l'ammoniac.

Il est notoire que les tourbières sont naturellement acides en raison de la présence d'acides humiques et fulviques. À cet effet, Surette et al. (2002) ont démontré que l'eau de drainage des tourbières de la Plaine de Saint-Charles, au Nouveau-Brunswick, influe directement sur la chute du pH des cours d'eau récepteurs en aval. En outre, les secteurs d'eau douce situés dans la zone tourbeuse étaient plus acides (pH oscillant entre 3,9 et 4,7), alors que les secteurs en amont qui recevaient l'eau de drainage des tourbières présentaient un pH inférieur (5,5) à celui des autres secteurs d'eau douce de la région (pH entre 6,4 et 6,8).

À partir des données recueillies dans le cadre d'une étude de six ans, de 1996 à 2001, sur la qualité de l'eau du bassin-versant de la rivière Richibouctou, St-Hilaire et al. (2004) ont conclu que l'eau de ruissellement de la tourbe est acide, et ce, qu'elle provienne d'une tourbière en récolte ou d'un site naturel. Cette étude a également permis de comprendre que la récolte de la tourbe dans le secteur de la Plaine de Saint-Charles ne semble pas diminuer significativement le

pH de l'eau de drainage. Toutefois, les eaux de drainage acides de cette région pourraient avoir des conséquences sur le pH des cours d'eau récepteurs en aval. Cet impact est mesurable en eau douce mais s'atténue vers l'aval pour disparaître dans l'estuaire. Ainsi, en moyenne, l'eau du bassin hydrographique de la rivière Richibouctou est légèrement alcaline. Son pH se situe entre 7,5 et 8. Cependant, à trois stations d'échantillonnage situées dans la région du sous-bassin hydrographique de la plaine de Saint-Charles on a mesuré un pH inférieur à la moyenne (< 6). En effet, l'une des lectures prélevées dans le bassin de sédimentation du site en récolte était de 4,23 (Turcotte-Lanteigne and Ferguson, 2008).

3. REVUE DES LIGNES DIRECTRICES SUR LA QUALITÉ DE L'EAU ACTUELLEMENT EN USAGE

Les lignes directrices en matière de qualité de l'eau offrent un point de référence dans le but d'évaluer la qualité de l'eau et de se fixer des objectifs à ce sujet. Ces lignes directrices sont des valeurs numériques représentant les niveaux acceptables des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques de l'eau ainsi que le biote et les sédiments selon l'utilisation qui est faite de l'eau. Dans la plupart des cas, lorsqu'une ligne directrice est dépassée, il est nécessaire de faire un suivi plus élaboré de la qualité de l'eau et/ou de mettre en œuvre des mesures d'atténuation (Pike et al., 2009).

Les parties suivantes se veulent un résumé des recommandations de plusieurs pays sur la qualité de l'eau. Dans chaque cas, le pays d'origine de la ligne directrice, la référence principale et la description de cette ligne directrice sont indiqués. Ces lignes directrices sont également résumées au tableau 1.

2.1 Sédiments en suspension

CANADA

Recommandations pour la qualité de l'eau en vue de la protection de la vie aquatique (CCME, 2002):

Ces recommandations ont été formulées afin de protéger la vie aquatique des milieux estuariens, marins et d'eau douce des effets potentiellement négatifs des sédiments en suspension d'origine anthropique. Le Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) a formulé des lignes directrices particulières pour les cours d'eau dits à faible débit et à débit élevé.

Faible débit : augmentation maximale de 25 mg/L au-delà de la concentration de fond sur une courte période d'exposition (p. ex. : moins de 24 h). Pour ce qui est des périodes d'exposition

plus longue (p. ex. : de 24 h à 30 jours), la concentration moyenne de sédiments en suspension ne devrait pas dépasser la concentration de fond de plus de 5 mg/L.

Débit élevé : augmentation maximale de 25 mg/L au-delà de la concentration de fond si cette valeur se situe entre 25 et 250 mg/L. Si la concentration de fond dépasse les 250 mg/L, la concentration de sédiments en suspension (CSS) ne devrait pas connaître une augmentation supérieure à 10 % de la concentration de fond observée.

Manitoba

Comme ce fut mentionné précédemment, le cadre législatif afférant à l'exploitation des tourbières vient de changer dans cette province. Au préalable, des normes étaient émises pour certaines exploitations. À titre d'exemple, on trouvait dans le permis émis en vertu de la loi sur l'environnement, délivré le 5 octobre 2001 à Sunterra Horticulture (Canada) Inc. pour l'exploitation d'une tourbière, les spécifications suivantes. *Specifications, Limits, Terms and Conditions, Respecting Liquid Wastes* (Caractéristiques, restrictions et conditions générales, le respect des lois en matière d'eaux usées), sections 16 et 17 :

Il est spécifié que le détenteur du permis ne doit en aucun cas rejeter un effluent dans l'environnement à partir d'un point de rejet final s'il s'avère que ledit effluent, évalué grâce à une analyse d'un échantillon instantané, présente une concentration de matières en suspension (MES) supérieure à 30 mg/L. En outre, le détenteur du permis ne peut rejeter un effluent dans l'environnement à partir d'un point de rejet final si l'analyse des échantillons instantanés recueillis aux stations de contrôle du milieu récepteur révèle que la concentration de MES dépasse les 25mg/L.

Tableau 1. Résumé des lignes directrices relatives à la surveillance de la matière en suspension dans les eaux de drainage superficielles utilisées au Canada, en Irlande, aux États-Unis (Minnesota) et en Finlande..

Pays	Nom de la politique	Concentration maximale quotidienne	Concentration maximale mensuelle	Protocole d'échantillonnage minimal requis dans le cadre des activités d'exploitation de la tourbe
Canada	Recommandations pour la qualité de l'eau en vue de la protection de la vie aquatique. (CCME, 1999)	Augmentation maximale de la CSS de 25 mg/l au-delà de la concentration de fond (faible débit). En tout temps, lorsque le débit est élevé, l'augmentation maximale de la CSS est de 25 mg/l au-delà de la concentration de fond si cette valeur se situe entre 25 et 250 mg/l. Si la concentration de fond dépasse les 250 mg/l, la CSS ne devrait en aucun cas connaître une augmentation supérieure à 10 % de la concentration de fond observée.	La CSS moyenne ne devrait pas dépasser la concentration de fond de plus de 5 mg/l au-dessus de la concentration de fond.	Échantillonnage 1 fois par semaine pendant la période de récolte de la tourbe ainsi que le jour suivant de fortes pluies; 3 fois par année (au printemps, au milieu de l'été et à l'automne).
Irlande	Loi sur la protection de l'environnement, 1992; exigences relatives aux licences émises en lien avec la directive sur la prévention et la réduction intégrées de la pollution (<i>Integrated Pollution Prevention Control</i> , IPPC) : valeurs seuil des émissions rejetées dans l'eau établie par l'industrie de la tourbe.	La valeur seuil de la matière en suspension rejetée dans l'eau est établie à 35 mg/l. Huit résultats consécutifs sur dix, sur la base d'un échantillonnage composé proportionnel au débit mesuré sur une période de 24 h, ne doivent pas dépasser le seuil d'émission recommandé. Aucun résultat quotidien individuel ne doit être supérieur à une fois et demie cette valeur seuil, soit 54,5 mg/l.		Contrôle quatre fois par année.
États-Unis (Minnesota)	Les questions relatives à la qualité de l'eau par rapport à l'extraction de la tourbe régies par le biais du permis du <i>National Pollutant Discharge Elimination System</i> (NPDES) de l'Agence de contrôle de la pollution du Minnesota (<i>Minnesota Pollution Control Agency</i> , MPCA). Règles 7053 de l'État du Minnesota.	TSS à 45 mg/l	TSS à 30 mg/l	Échantillon instantané recueilli sur une base mensuelle afin de contrôler le TSS.
Finlande	Toute activité d'exploitation de la tourbe nécessite un permis environnemental dont l'obtention est conditionnelle à la tenue d'une étude d'impact sur l'environnement qui	Absence de lignes directrices générales en matière de sédiments en suspension. Chaque demande de permis est étudiée en tenant compte de l'état du cours d'eau récepteur.		
	évalue notamment l'état du cours d'eau récepteur.	lequel doit satisfaire à des exigences précises en terme de qualité de l'eau.		

Nouveau-Brunswick

Peatland Development Environmental Protection Plan (Plan de protection de l'environnement – l'aménagement des tourbières). *Key Elements of an Erosion and Sediment Prevention and Control Strategy* (Éléments clés de la prévention et de la réduction des conséquences de l'érosion et des sédiments) :

Sur les lieux, l'eau doit être détournée vers un bassin de sédimentation, puis analysée en vue de mesurer sa concentration de matières en suspension, et ce, avant qu'elle ne soit rejetée dans l'environnement. D'ailleurs, la concentration de MES d'un effluent rejeté dans le milieu aquatique à partir du chantier ne doit pas dépasser les 25 mg/L.

Colombie-Britannique

Environment Management Act, Gouvernement de la Colombie-Britannique, Section 2(e), août 2001 : *Recommended Guidelines for Protection of Aquatic Life* (Recommandations relatives à la protection de la vie aquatique) :

Périodes de faible débit : la concentration induite de sédiments en suspension ne devrait jamais dépasser la concentration de fond de plus de 25 mg/L au cours d'une période de 24 h. Il est d'ailleurs recommandé de procéder à un échantillonnage horaire. Si l'apport de sédiments dure entre 24 h et 30 jours, la concentration moyenne de sédiments en suspension ne devrait pas dépasser la concentration de fond de plus de 5 mg/L. Dans ce cas, un échantillonnage quotidien est recommandé.

Périodes de turbidité : la concentration induite de sédiments en suspension ne devrait jamais dépasser la concentration de fond de plus de 10 mg/L si cette dernière se situe entre 25 et 100 mg/L. Si la concentration de fond est supérieure à 100 mg/L, la concentration de sédiments en suspension ne devrait pas connaître une augmentation supérieure à 10 % de la concentration de fond mesurée.

Il existe en Colombie-Britannique d'autres recommandations sur la qualité de l'eau en matière de sédiments en suspension, recommandations d'ailleurs formulées pour protéger les espèces aquatiques les plus vulnérables. En effet, les *British Columbia guidelines for suspended sediments to protect resident and migratory fish populations* (Recommandations de la Colombie-Britannique sur la protection des populations halieutiques résidentes et migratoires en matière de sédiments en suspension) définissent les concentrations maximales acceptables des deux manières suivantes : 1) la concentration induite de sédiments en suspension ne doit pas être supérieure à 10 mg/L si la concentration de fond est égale ou inférieure à 100 mg/L; ou 2) la concentration de sédiments en suspension ne doit pas être supérieure à 10 % de la concentration de fond si cette dernière est supérieure à 100 mg/L (Larkin, et al., 1998).

ÉTATS-UNIS

Environmental Protection Agency des États-Unis – *National Recommended Water Quality Criteria* (Critères nationaux recommandés quant à la qualité de l'eau) (U.S. EPA, 2007) :

La matière sédimentable ou en suspension ne devrait pas réduire le niveau du point de compensation de l'activité photosynthétique de plus de 10 % par rapport à la norme saisonnière établie quant à la vie aquatique.

Minnesota

Le Minnesota est l'État le plus à l'avant-garde dans l'élaboration d'un cadre qui permettrait de réglementer l'industrie de la tourbe horticole. Les questions relatives à la qualité de l'eau par rapport à la récolte de tourbe sont régies par l'Agence de contrôle de la pollution du Minnesota (*Minnesota Pollution Control Agency*, MPCA) par le biais du permis *du National Pollutant Discharge Elimination System* (NPDES). Ce permis nécessite un échantillonnage et une analyse fréquents de l'eau de drainage des tourbières afin de s'assurer que l'intégrité du milieu récepteur n'est pas compromise.

Les recommandations relatives à l'industrie de la tourbe sur le total des matières solides en suspension (TSS) sont tirées des règles 7053 de l'État du Minnesota et sont basées sur les normes des procédés de traitement secondaire. Les restrictions et exigences de contrôle des activités d'exploitation de la tourbe vont comme suit :

Valeur maximale quotidienne du total des matières solides en suspension : 45 mg/L (échantillon instantané recueilli sur une base mensuelle).

Valeur mensuelle moyenne du total des matières solides en suspension : 30 mg/L (échantillon instantané recueilli sur une base mensuelle).

À noter : il n'existe pas de recommandations sur la charge sédimentaire, toutes ces valeurs maximales ont trait à la concentration du TSS.

IRLANDE

Environmental Protection Agency de l'Irlande (agence irlandaise pour la protection de l'environnement), Integrated Pollution Control Licence for Extraction of Peat (permis intégré de contrôle de la pollution dans le cadre des activités d'exploitation de la tourbe).

En Irlande, les producteurs qui exploitent une tourbière de plus de 50 hectares doivent demander un permis intégré de contrôle de la pollution auprès de l'agence irlandaise pour la protection de l'environnement. Ce permis est assorti de conditions qui concernent toutes les activités liées à la récolte de tourbe. La matière solide en suspension est le seul paramètre de la qualité de l'eau dont le seuil d'émission est fixe. En effet, à tous les points de rejet de l'eau de surface des tourbières de la superficie sous licence, la concentration de matières en suspension ne doit pas dépasser les 35 mg/L.

Les valeurs seuil des émissions dans l'eau sont interprétées ainsi :

Contrôle discontinu :

i) Huit résultats consécutifs sur dix, sur la base d'un échantillonnage composé proportionnel au débit mesuré sur une période de 24 h, ne doivent pas dépasser le seuil d'émission recommandé.

En outre, aucun résultat quotidien individuel ne doit être supérieur à une fois et demie cette valeur seuil.

ii) Pour tous les rejets contrôlés, 75 % des échantillons instantanés ne doivent pas dépasser le seuil d'émission et aucun de ces échantillons ne doit présenter une valeur supérieure à trois fois le seuil d'émission.

FINLANDE

La Finlande n'a défini pour l'instant aucune ligne directrice relativement aux matières en suspension. Dans ce pays, pour pratiquer la récolte de la tourbe, il faut posséder un permis obtenu au terme d'une étude d'impact sur l'environnement complétée par le promoteur et ses consultants. À chaque demande de permis, l'état du cours d'eau est évalué puis les responsables s'assurent que les recommandations sur la protection des eaux ont été suivies. La charge acceptable de l'eau de drainage en matières en suspension dépend entièrement de l'état du cours d'eau récepteur. En outre, cette approche est basée sur la mise en œuvre de la Directive-cadre de l'Union européenne sur l'eau.

Par exemple, les valeurs-seuil de dépôts énoncées dans le plan de protection des cours d'eau de l'Ostrobothnie centrale, en Finlande, sont les suivantes :

Moyenne maximale hebdomadaire de matières en suspension : 20 mg/L

Valeur maximale totale : de 25 à 80 mg/L, en tenant compte de tous les cours d'eau.

ANGLETERRE

Normes environnementales relatives aux matières en suspension dans l'eau de surface du *UK Technical Advisory Group (UKTAG)* :

Selon la norme en vigueur, la concentration moyenne annuelle de la matière solide en suspension de doit pas dépasser 25 mg/L. Cependant, cette valeur est en examen à l'heure actuelle. Il a été suggéré d'établir cette norme en fonction plutôt des caractéristiques de chacun des bassins

récepteurs et de la remplacer par diverses valeurs-seuil selon la durée d'exposition, la période de récurrence et le temps de récupération (WWF-UK, 2007).

2.2 ÉLÉMENTS NUTRITIFS (phosphore et azote)

CANADA

Phosphore

Certains impacts de concentrations élevées de P sont connus depuis longtemps (par exemple l'eutrophisation des lacs et même de certains cours d'eau (Corell, 1998) qui peut mener à la production de cyanobactéries nuisibles, des taux de respiration nocturnes élevés pouvant entraîner l'hypoxie. La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* stipulait auparavant que le gouvernement peut règlementer afin « d'empêcher ou de réduire la croissance de végétation aquatique due au rejet de substances nutritives dans l'eau qui peuvent perturber le fonctionnement d'un écosystème ». Parmi les mesures possibles, le gouvernement se réserve le droit d'établir des concentrations maximums admissibles de tout élément nutritif y compris le phosphore. Cependant, cet article de la loi a été abrogé en 2012.

Cependant, en raison de la variabilité naturelle de la concentration en phosphore des systèmes d'eau douce, aucune recommandation précise n'a été faite sur la concentration en phosphore en matière de qualité de l'eau. Un cadre canadien d'orientation a plutôt été élaboré afin de favoriser une bonne gestion de la concentration de phosphore dans les systèmes d'eau douce (Environnement Canada, 2004). Dans ce cadre, il est recommandé de comparer les concentrations actuelles ou prévues aux conditions de base, c'est-à-dire celles qui prévalent naturellement dans le milieu récepteur.

Azote

Le nitrate et l'ammonium sont les principaux composés provenant de l'azote. Les ions nitrate sont formés lors de l'oxydation de l'azote par les micro-organismes présents dans les végétaux,

le sol ou l'eau (Pike, et al., 2009). Le nitrite constitue une autre forme d'azote qui s'oxyde rapidement pour former du nitrate.

À l'heure actuelle, il n'existe aucune recommandation nationale sur le nitrate en matière de protection de la vie aquatique. Cependant, pour ce qui est du nitrite, les Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique ont fixé la valeur seuil à 60 µg/l.

Les lignes directrices de la Colombie-Britannique relativement à la qualité de l'eau et aux concentrations acceptables de nitrate et de nitrite vont comme suit :

Tableau 2. Résumé des lignes directrices de la Colombie-Britannique relativement à la qualité de l'eau et aux concentrations acceptables de nitrate et de nitrite (adapté à partir de Nordin & Pummen, 1986).

Utilisation	Nitrate (mg/L sous forme d'azote)	Nitrite (mg/L sous forme d'azote)
Eau destinée à la consommation	10 mg/L (max.)	1 mg/L (max.)
Eau douce, pour la vie aquatique (max.)	200 mg/L (max.)	0,06 mg/L (max.)
Eau douce, pour la vie aquatique (moy.)	≤ 40 mg/L (moy.)	0,02 mg/L (moy.) lorsque le chlorure est ≤ 2 mg/L

ÉTATS-UNIS

L'Agence de contrôle de la pollution du Minnesota (MPCA) exige que la concentration de phosphore des eaux drainées provenant de tourbières exploitées soit mesurée. Le seuil actuel est de 1,0 mg/L (Johnson, 2008).

IRLANDE

Il n'existe pas de ligne directrice relative aux éléments nutritifs propres à l'industrie de la tourbe en Irlande.

FINLANDE

Les valeurs-seuil de l'azote et du phosphore sont établies en fonction de l'état du cours d'eau. Pour ce qui est de la concentration de phosphore dans les cours d'eau de l'Ostrobothnie centrale, la moyenne maximale annuelle se situe entre 12 et 90 µg/L (Tikkanen et Jokela, 2005).

2.3 PH

CANADA

Selon les lignes directrices du CCME et du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) pour la protection de la vie aquatique, le pH des eaux de surface devrait varier entre 6,5 et 8,5.

ÉTATS-UNIS

Les normes du *U.S. Environmental Protection Agency* pour les eaux de surface sont :

Catégorie	norme
Qualité extraordinaire	pH entre 7,0 to 8,5 avec variations anthropogéniques de moins de 0,2 unités.
Qualité excellente	pH entre 7,0 to 8,5 avec variations anthropogéniques de moins de 0,5 unités.
Bonne qualité	Même critère que qualité excellente.
Qualité moyenne	pH entre 6,5 to 9,0 avec variations anthropogéniques de moins de 0,5 unités.

IRLANDE

En Irlande, la délivrance des permis intégrés de contrôle de la pollution exige que le pH de l'eau de drainage des tourbières soit mesuré quatre fois par année, mais aucun seuil d'émission n'a été établi quant au pH des eaux de drainage.

FINLANDE

La valeur seuil du pH est établie en fonction de l'état naturel du cours d'eau récepteur. Par exemple, le pH recommandé des cours d'eau de l'Ostrobothnie-Centrale est > 5,5 (Tikkanen et Jokela, 2005).

2.4 Carbone organique dissous (COD)

CANADA

Aucune norme spécifique à l'exploitation de tourbière n'a été trouvée pour le COD. Les critères de qualité de l'eau de surface du MDDELCC mentionnent que la toxicité de certains éléments, comme le cuivre, peut diminuer lorsque la concentration de carbone organique dissous augmente. (http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp)

Quant au ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, il recommande que la concentration de COD ne dépasse pas la médiane calculée sur une période de 30 jours par plus de 20% (http://www.env.gov.bc.ca/wat/wq/BCguidelines/orgcarbon/ocarbon_over.html#tab1)

4. AGRICULTURE, FORESTERIE ET EXPLOITATION MINIÈRE

Les répercussions des activités d'exploitation actuelles et de leur développement futur sur la qualité de l'eau, ainsi que les conséquences possibles sur les écosystèmes aquatiques adjacents et en aval, constituent un important défi de gestion auxquels sont confrontés les secteurs primaires de l'agriculture, de la foresterie et de l'exploitation minière au Canada (www.NRTEE-TRNEE.ca, 2010).

L'*Environmental Protection Agency* des États-Unis (U.S. EPA) considère les activités agricoles comme étant la principale cause de la détérioration de la qualité de l'eau des ruisseaux et des lacs (<http://www.agriculture.alberta.ca>). Les contaminants les plus courants issus de l'agriculture sont les sédiments, les éléments nutritifs ainsi que les pesticides provenant du lessivage des terres agricoles vers les eaux de ruissellement (www.agr.gc.ca). L'Initiative nationale d'élaboration de normes agroenvironnementales nationales (INENA), lancée par le gouvernement du Canada, a cherché à élaborer des normes de performance environnementale non réglementaires portant sur les éléments nutritifs en vue de protéger l'intégrité écologique des ruisseaux agricoles (Chambers, et al., 2008). Cette recherche était axée sur l'établissement de valeurs seuil quant à l'azote et au phosphore dans le but de préserver un niveau de qualité de l'eau élevé et de protéger la vie aquatique des effets néfastes de l'eutrophisation. Des critères recommandés relativement aux valeurs totales de phosphore et d'azote ont été établis pour sept régions agricoles du Canada. Les valeurs seuil qui permettraient de préserver la qualité de l'eau et la vie aquatique des cours d'eau de ces régions agricoles canadiennes se situent ainsi entre 0,21 et 1,21 mg/L d'azote total et entre 0,013 et 0,106 mg/L de phosphore total. La méthodologie qui a servi à établir ces seuils est décrite en détail par Chambers, et al. (2008). À l'heure actuelle, aucune valeur seuil relativement aux sédiments n'a été établie dans le cadre de l'INENA.

Au Québec, Les normes concernant les concentrations maximales de phosphore pendant et suivant la période d'application des engrais ont été promulguées (MDDEP, 2005). L'objectif environnemental de rejet dans un milieu récepteur sensible à l'eutrophisation fixe un plafond de concentration à 1,3 mg/L.

Les meilleures pratiques de gestion du secteur agricole canadien se sont avérées un outil efficace de préservation de la qualité de l'eau et des écosystèmes aquatiques des régions agricoles du pays. Les agriculteurs canadiens adoptent de plus en plus des pratiques agricoles telles que l'aménagement d'une bande-tampon de végétation le long des cours d'eau ainsi qu'autour des zones humides. Ces bandes-tampon ralentissent suffisamment le ruissellement pour faire en sorte que les sédiments se déposent, que l'eau pénètre dans le sol et que les éléments nutritifs soient retenus par les végétaux (www.agr.gc.ca).

Les activités qui se déroulent au cours des phases de construction et de production minières ainsi que celles qui suivent l'exploitation minière envoient une quantité non négligeable de matière solide en suspension vers l'eau de ruissellement qui risque d'atteindre les cours d'eau adjacents. L'industrie minière alloue des ressources importantes à la construction et à l'exploitation de bassins de sédimentation afin de traiter l'eau de ruissellement provenant des sites miniers (entre autre, afin d'atténuer la charge de TSS) (Clark et al., 2010). Au Canada, le *Règlement sur les effluents des mines de métaux* (REMM), en vertu des paragraphes 34(2), 36(5), et 38(9) de la *Loi sur les pêches*, est entré en vigueur en 2002. À cet effet, le REMM impose une limite quant au rejet d'effluents et interdit le rejet d'effluents à létalité aiguë pour le poisson, notamment la truite arc-en-ciel. Les niveaux autorisés quant au TSS, comme prescrit par le REMM, sont les suivants : concentration moyenne mensuelle maximale permise : 15 mg/L; concentration maximale permise dans un échantillon composite : 22,5 mg/L; concentration maximale permise dans un échantillon instantané : 30 mg/L (<http://laws-lois.justice.gc.ca/eng/regulations/SOR-2002-222/>). Le règlement exige également que soit menée une étude de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) afin de connaître les répercussions des effluents en provenance de sites miniers sur les poissons, leur habitat et sur l'exploitabilité des ressources halieutiques.

Les pratiques de gestion forestière, notamment en ce qui a trait à la récolte du bois, à la préparation du site, à la construction et l'utilisation des routes ainsi qu'au choix du mode de franchissement des cours d'eau ont une incidence sur le transport des sédiments, des éléments nutritifs et d'autres polluants vers les cours d'eau adjacents (Andersen et al., 2011). Les zones de récolte situées à proximité des cours d'eau s'avèrent une source importante de sédiments, mais

les principaux responsables de la surcharge sédimentaire dans les cours d'eau sont les routes et les sentiers de débardage, lesquels modifient le chemin emprunté par l'eau de ruissellement ainsi que l'apport de sédiments (Jolicoeur, et al. 2007). Dans le cadre d'une étude menée par Jolicoeur et al. (2007), laquelle portait sur la corrélation entre la concentration de sédiments en suspension et les activités d'exploitation forestière dans le secteur du ruisseau Catamaran, au Nouveau-Brunswick, les auteurs concluent qu'en ce qui a trait aux pratiques de gestion forestière, il serait préférable d'accorder une plus grande attention à la synchronisation du débardage afin de limiter les rejets durant les événements de précipitation, aux impacts possibles de charges accrues de sédiments fins sur les sites de fraie des salmonidés ainsi qu'à une surcharge sédimentaire possible. Les auteurs ont également conclu qu'une augmentation de l'efficacité de l'aménagement, de la construction et de l'entretien des voies d'accès aux forêts est souhaitable et devrait être considérée.

Après avoir révisé la documentation publiée sur le sujet, il apparaît clairement que l'élaboration de meilleures pratiques de gestion est au cœur de la gestion forestière et du rôle que joue l'industrie dans le maintien de la qualité de l'eau des ruisseaux. Les lignes directrices de l'Irlande en matière de foresterie et de qualité de l'eau, lesquelles sont axées sur des principes de gestion durable des forêts, s'avèrent le seul exemple documenté de recommandations ou d'indicateurs numériques sur la qualité de l'eau qui ont trait à l'industrie forestière. Les lignes directrices irlandaises s'adressent à tous les projets subventionnés ainsi qu'à toutes les activités associées à un permis de coupe. En outre, le seuil critique de la matière solide en suspension s'élève à 25 mg/L. Cette valeur a été établie à partir de l'article 293 du règlement des Communautés européennes de 1988, lequel porte sur la qualité de l'eau salmonicole. De plus, ces lignes directrices décrivent en détail les mesures relatives à la préparation et au drainage du sol, aux bandes-tampon, à la construction de routes, de ponts et de ponceaux, ainsi qu'à la récolte du bois (www.agriculture.gov.ie/media/migration/forestry/...water_quality.pdf).

5. BRÈVE ANALYSE COMPARATIVE DE LA QUALITÉ DE L'EAU DANS UNE TOURBIÈRE EXPLOITÉE

Une étude menée en partenariat avec Premier Horticulture Ltée a permis de faire une comparaison des valeurs de plusieurs variables de qualité de l'eau durant certaines phases de l'exploitation d'une tourbière. Cette étude a été complétée sur une tourbière située sur le bassin versant de la rivière East Branch Portage, au Nouveau-Brunswick. Certains résultats sont présentés dans la présente section afin de permettre de mieux identifier les défis associés à ce type de suivi et les stratégies à suivre.

Des mesures ponctuelles de qualité de l'eau ont été réalisées à trois sites : le site 1 est situé à environ 1,5 km en aval de la tourbière et aussi en aval d'un marais dans lequel l'écoulement de l'eau est significativement ralenti. Le site 2a est situé immédiatement en aval de l'exutoire d'un bassin de sédimentation recevant les eaux de drainage de la tourbière. Le site 3 est situé en amont de l'exploitation et permet une comparaison avec les valeurs de référence des variables de qualité de l'eau du cours d'eau récepteur (figure 1). Un autre site a subséquentement été ajouté en aval de la tourbière exploitée (2b).

La figure 2 montre, à titre d'exemple, la distribution des valeurs de quatre variables de qualité de l'eau mesurées aux différents sites à l'aide de diagrammes de hamac. Sur ces diagrammes, la médiane est indiquée par le trait rouge, les 25^e et 75^e percentiles ferment le rectangle, les 10^e et 90^e percentiles sont au bout des lignes et toute valeur singulière est indiquée par une croix.

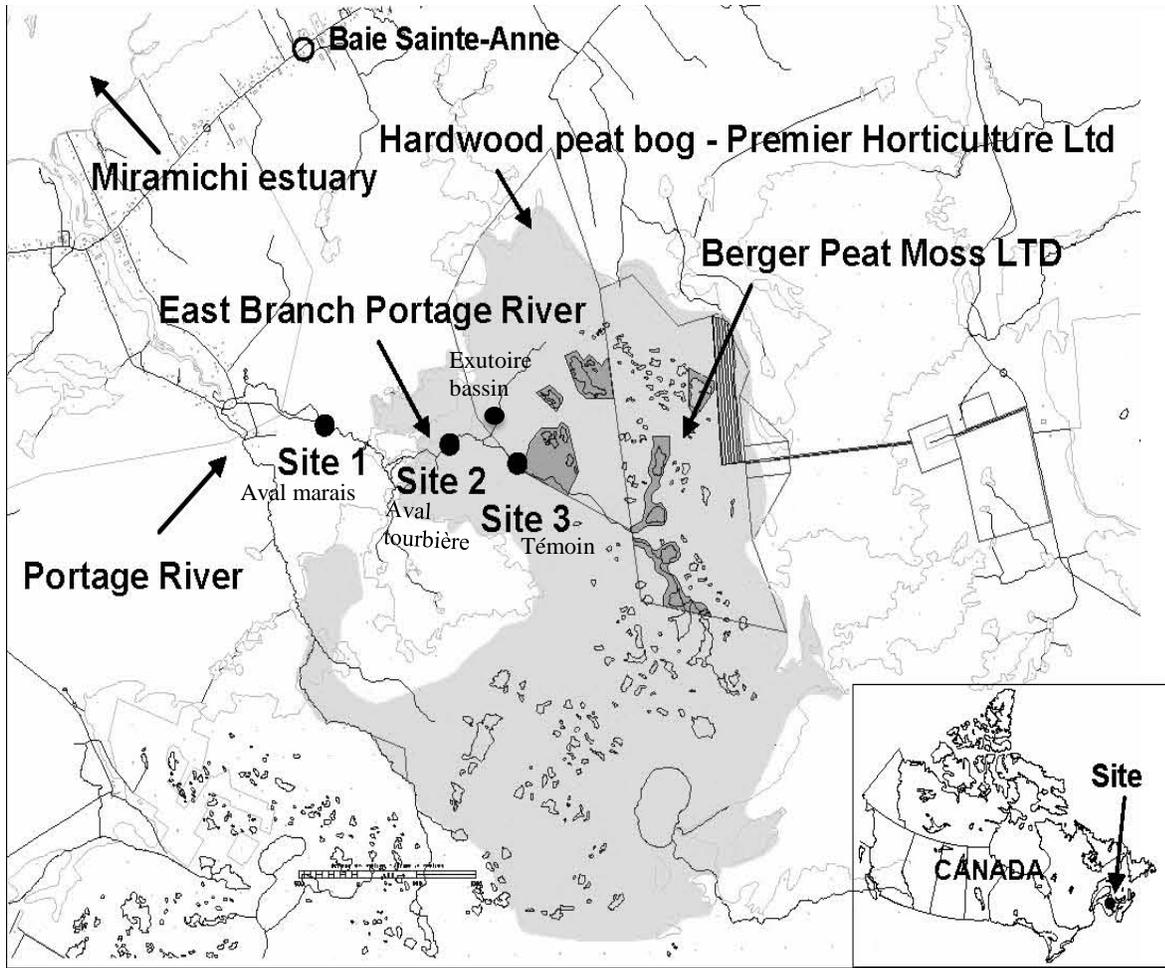


Figure 1 Station d'échantillonnage sur la rivière East Branch Portage.

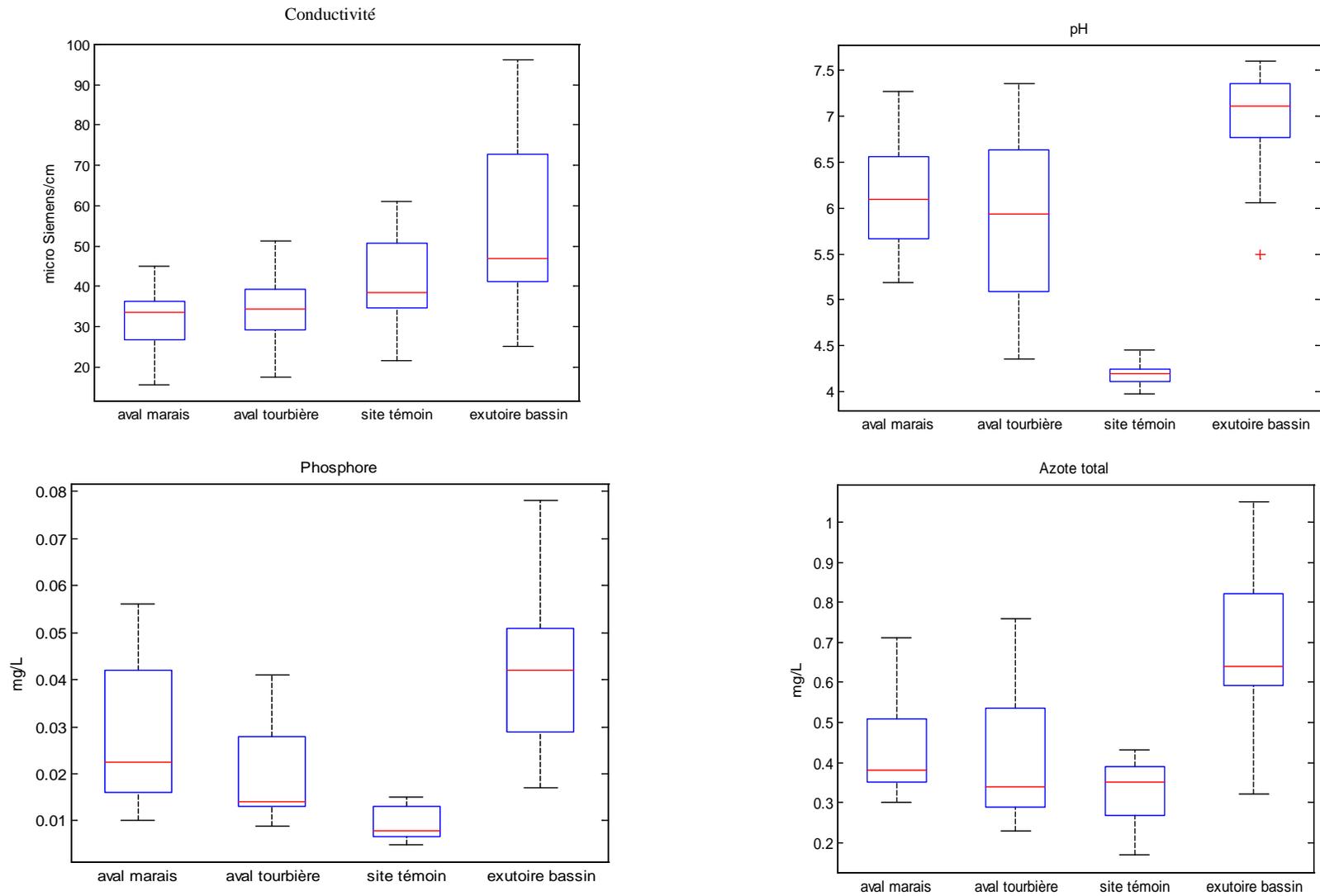


Figure 2. Comparaison de la conductivité électrique, du pH, du phosphore et de l'azote total aux stations échantillonnées sur le bassin versant de la rivière East Branch Portage.

La conductivité électrique est la première variable présentée dans la figure 2. Bien qu'elle n'ait pas été le sujet de normes associées à l'exploitation de la tourbe, cette variable sert fréquemment d'indicateur pour la quantité totale de solides dissous. De plus, l'étude d'Andersen et al. (2011), qui a porté sur l'analyse de données de qualité de l'eau et de la tourbe sur des systèmes exploités, naturels et restaurés du Québec, a identifié la conductivité comme étant une des quatre variables permettant une bonne caractérisation de l'état de la qualité de l'eau des tourbières (les 3 autres variables identifiées sont le pH, le calcium et le sodium).

La figure 2 montre que la conductivité électrique médiane la plus élevée a été mesurée au site situé immédiatement en aval du bassin de sédimentation. C'est aussi à ce site que les valeurs sont les plus variables.

Fait intéressant, le pH de l'eau de drainage est plus élevé (moins acide) que celui du site témoin. Ce dernier a une valeur médiane de 4,2 et montre très peu de variabilité, comparativement aux sites en aval de la tourbière exploitée. La médiane des sites en aval de l'exploitation est toujours supérieure à 5,8.

Les médianes les plus élevées pour les concentrations d'éléments nutritifs (phosphore et azote) ont été mesurées immédiatement en aval du bassin de sédimentation. Plus en aval, les concentrations médianes de ces deux variables s'approchent de celles du site témoin, mais la variabilité est plus grande qu'au site témoin.

Cette brève analyse confirme que les valeurs de variables de qualité de l'eau de drainage de la tourbière diffèrent de celles du site témoin. La différence de pH médian entre le site "naturel" témoin et les sites en aval de l'exploitation dépasse 0,5 unités de pH. Les concentrations d'éléments nutritifs médianes y sont plus élevées que dans le milieu naturel immédiatement en aval de l'exploitation, puis semblent être rapidement diluées en aval, avec une variabilité qui demeure plus élevée que dans le site témoin.

6. DISCUSSION

Une revue de la littérature scientifique a mis en exergue certains points importants à considérer par les producteurs de tourbe horticole pour le développement de normes de qualité de l'eau et de saines pratiques de gestion. Ces faits saillants sont résumés ci-dessous.

i) Normes de qualité de l'eau

Une valeur unique servant de critère seuil (par exemple, 25 mg/L de CSS utilisé par le Nouveau-Brunswick) n'est probablement pas la mesure idéale pour mesurer la santé de l'écosystème aquatique en aval de la zone exploitée. En particulier, on peut imaginer que dans certains cas, les concentrations de référence du milieu naturel (sans exploitation d'une tourbière) soient plus élevées que cette norme dès le départ. Les normes basées sur des concentrations-seuils doivent donc être évaluées dans un contexte régional. Idéalement, une bonne connaissance de la variabilité naturelle des variables de qualité de l'eau pour chaque région d'intérêt permettrait de définir de seuils régionaux. L'approche régionale ne nécessite pas une connaissance complète de la variabilité de la qualité de l'eau dans chaque cours d'eau pouvant servir à recevoir de l'eau de drainage, mais plutôt une connaissance des conditions « naturelles » dans des bassins versant similaires à ceux où on trouve des tourbières en exploitation. Cette similarité peut être basée sur l'utilisation du territoire, la superficie du bassin versant, la climatologie, l'hydrologie, etc. Des seuils de qualité de l'eau de cette nature ont été définis pour les éléments nutritifs en milieu agricole par Chambers (2008).

ii) Notion de durée et de fréquence

Pour plusieurs variables de qualité, le risque associé à une exposition à des concentrations hors norme dépend non seulement de l'écart de la valeur par rapport à la norme, mais aussi à la durée de l'exposition (Newcombe et MacDonald, 1991). Une estimation de la durée nécessite des mesures en continu, ce qui peut s'avérer très dispendieux. Par contre, il est possible de développer une approche basée sur l'estimation du risque d'occurrence d'évènements de durée

suffisamment longue pour le développement de conditions pouvant nuire aux services et fonctions écosystémiques. Pour ce faire, des séries chronologiques à haute fréquence doivent être disponibles et les causes des évènements jugés critiques doivent être définies. Un modèle mathématique peut alors être développé pour estimer la probabilité d'occurrence d'un tel évènement. Cette approche peut s'avérer fastidieuse durant la phase de collecte de données, mais peut permettre ensuite une application relativement facile avec des suivis moins intensifs.

Les coûts associés à la mise en œuvre d'un protocole d'échantillonnage de la qualité de l'eau sont intimement liés à la fréquence d'échantillonnage. La détermination d'une fréquence optimale dépend de l'objectif de l'échantillonnage. Plusieurs approches statistiques permettent de déterminer cette fréquence. Par exemple, le calcul peut être basé sur la notion d'autocorrélation, c'est-à-dire la corrélation entre les mesures dans le temps. Une mesure qui est fortement corrélée avec la (ou les) mesure(s) précédentes n'amène pas beaucoup d'information supplémentaire. On peut donc choisir une fréquence d'échantillonnage qui minimise cette autocorrélation. D'autres approches plus sophistiquées existent. Ainsi, Gilbert (1987) a proposé une méthode d'estimation de la fréquence basée sur l'estimation d'un intervalle de confiance autour du calcul de la moyenne annuelle. En imposant un niveau de confiance donné à cette estimation et en faisant l'hypothèse de mesures indépendantes et non corrélées, on peut calculer, par exemple, le nombre de mesures nécessaires pour obtenir une estimation de la moyenne avec une incertitude de 10% et un niveau de confiance de 95%. Cette approche peut être mise en application à partir de données historiques. Cependant, il faut se rappeler que la fréquence d'échantillonnage ainsi définie est associée à l'estimation de la moyenne et donne peu d'information sur les maximums.

Une autre alternative consiste à élaborer un protocole d'échantillonnage à fréquence variable, basé sur les conditions hydrométéorologiques. Il s'agit de s'assurer que la fréquence d'échantillonnage augmente durant les conditions de pluie ou de débit jugées susceptibles de générer de variations importantes de la qualité de l'eau. Dans ce cas comme dans l'approche précédente, ce protocole ne peut être développé sans une démarche d'échantillonnage initial intensif.

iii) Le cas du Québec.

Comme il a été mentionné précédemment, des études antérieures peuvent permettre de faire certaines avancées au niveau de la détermination de seuils régionaux et du choix de variables de qualité permettant de caractériser la qualité de l'eau des tourbières. Ainsi, Wind-Mulder et al. (1996) ont étudié la qualité de l'eau de tourbières naturelles dans deux régions du Québec (centre et est), au Nouveau-Brunswick et en Alberta. Les concentrations moyennes de certains ions étaient très différentes d'une région à l'autre (ex. potassium, sodium, Chlore), laissant présager qu'une approche régionale serait envisageable.

Plus récemment, Adersen et al. (2011) ont divisé le Québec en 13 régions. Ils sont arrivés à la conclusion suivante :

« Le partitionnement de la variance a permis de constater, qu'au Québec, la composition chimique de l'eau des tourbières varie de manière significative ($p < 0,005$) en fonction du type de tourbière et de la localisation géographique. En effet, près du tiers (28,3 %) de la variabilité dans l'ensemble des données est expliquée par ces deux facteurs ».

7. RECOMMANDATIONS

La revue de littérature a mis en exergue le fait que la majorité des normes de CSS existantes se comparent à une concentration dite naturelle ou de référence. Il faudrait donc idéalement connaître la variabilité des CSS dans les cours d'eau des régions où a lieu l'exploitation. Un premier travail de caractérisation régional au Québec a été initié par Andersen et al. (2011). Dans ce travail, on a conclu que les valeurs de conductivité électrique, de pH, de calcium, de sodium permettent une bonne caractérisation de l'état d'une tourbière donnée. Andersen et al. (2011) ont aussi conclu qu'au Québec, la composition chimique de l'eau des tourbières varie de manière significative en fonction du type de tourbière (bog, fen, tourbière exploitée, tourbière restaurée) et de la localisation géographique.

Pour compléter cette démarche, il faudrait:

- Procéder à un échantillonnage concomitant dans les régions d'intérêt sur des bassins versants incluant des tourbières.
- Caractériser l'hydrométéorologie de ces bassins durant la période d'échantillonnage.
- Compléter l'analyse de corrélation et de variance initiée.

Les données néo-brunswickoises brièvement décrites dans la section précédente indiquent que les stations en aval de l'exploitation ont une qualité de l'eau différente du site témoin.

- Plus de nutriments (N, P);
- pH plus élevé;
- Ions majeurs plus élevés.

On pourrait déjà élaborer une stratégie d'échantillonnage qui inclut les éléments suivants

- Limiter les normes à un nombre raisonnable de variables
 - CSS, éléments nutritifs (N, P)
 - pH
 - Deux ions majeur (Ca, Na)

De plus, il faudrait songer à établir des normes variables selon les saisons, avec des valeurs

moyennes et maximales. L'inclusion des pratiques de gestion bénéfiques en complément ou en remplacement d'une ligne directrice quantitative est à considérer.

8. RÉFÉRENCES

Andersen, R., L. Rochefort et J. Landry. (2011). La chimie des tourbières du Québec : une synthèse de 30 années de données. *Le Naturaliste Canadien* 135(1) : 5-14.

Astrom, M., Aaltonen, E-K., Koivusaari, J. (2001a). Impact of ditching in a small forested catchment on concentrations of suspended material, organic carbon, hydrogen ions and metals in stream water. *Aquatic Geochemistry* 57: 57-73.

Astrom, M., Aaltonen, E-K., Koivusaari, J. (2001b). Effect of ditching operations on stream-water chemistry in a boreal catchment. *Science of the Total Environment* 279: 117-129.

AWT Ensignt Consulting Services, (1997) Report on Water Quality Issues in relation to Peat Mining in Wingecarribee Swamp, Report No. 97/36, February 1997, Exhibit 35, pp. 7, 13-14.

Bilotta, G.S. and R.E. Brazier. (2008). Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research* 42: 2849-2861.

Birtwell. I.K. (1999). The effects of sediment on fish and their habitat. *Canadian Stock Assessment Secretariat Research Document 99/139*. Fisheries and Ocean Canada. 34 p.

Burkart, M., Chambers, P., Lubinski, K., Harker, B. (2010). Determining nutrient thresholds: the challenge of aquatic environment protection. *International Conference: Diffuse Pollution and Eutrophication, Workshop report*. 495 p.

Clark, J. M., · H. G. Orr, · J Freer, · J. I. House, · P Smith, · C Freeman. (2010). Assessment of projected changes in upland environments using simple climatic indices *Climate Research* 45(1):87-104.

Clausen, J.C., Brooks, K.N. (1983). Quality of runoff from Minnesota peatlands. *Journal of the American Water Resources Association* [Volume 19, Issue 5, pages 763–767](#),

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.

Chambers, P.A., Culp, J.M., Brua, R., Benoy, G. (2008). Defining nutrient concentrations to prevent eutrophication of Canadian agricultural streams. *Water Science & Technology* 58: 2203-2210. Correll, D.L. (1998). The Role of Phosphorus in the Eutrophication of Receiving Waters: A Review. *Journal of environmental Quality* 27 (2) : 261-266

Daigle, J., et H. Gautreau-Daigle. (2001). *Canadian Peat Harvesting and the Environment*. 2nd Edition. *Sustaining Wetlands Issues Paper Series*.

Edward, A., D. Martin, G.. Mitchell (Eds). (1987). Couloir in upland waters. Proceedings of Yorkshire Water/Water Research Center Workshop. Leeds, 29 sept.

Es-Sahli, A., A. St-Hilaire, D. Caissie, S.C. Courtenay. 2014. Influence of hydrological conditions and peat extraction operations on suspended sediment concentration and deposition in the East Branch Portage River, New Brunswick (Canada). Water Quality Research Journal of Canada 48.4 : 305-320.

Finley MA, S.C. Courtenay, K.K. Teather, L.M. Hewitt, D.A. Holdway, N.S. Hogan, M.R. van den Heuvel.(2013). Evaluating cumulative effects of anthropogenic inputs in Prince Edward Island estuaries using the mummichog (*Fundulus heteroclitus*). Integr. Environ. Assess. Manag. 9(3):496-507.

Fraser, C.D.J., N.T. Roulet et T. Moore. (2015). Hydrology and dissolved organic carbon biogeochemistry in an ombrotrophic bog. Hydrological Processes 15:3151-3166.

Gilbert, R.O. (1987). Statistical methods for environmental pollution monitoring. New York, John Wiley & Sons, 320 p.

Holden, J., P.J. Chapman, S.N. Lane, C. Brookes. 2006. Impacts of artificial drainage of peatlands on runoff production and water quality. Dans: Peatlands, 1st edition. Evolution and records of Climate and Environmental Changes. Wiley. 573 pages.

Joensuu, S., Ahti, E., Vuollekoski, M. (2002). Effects of ditch network maintenance on the chemistry of run-off water from peatland forests. Scandinavian Journal of Forest Research 17: 238-247.

Jolicoeur, S., D. Caissie, I. Frenette, P. Hardie, M. Bouchard. (2007) Suspended sediment concentration in relation to forestry operations in Catamaran Brook and its tributaries (Canada). River Research and Applications 23(2):141 - 154

Klove, B. (1998) Environmental Impact of Peat Mining: Development of storm water treatment methods. Doctoral Dissertation; Dept. Water Resources Engineering, Lund University, Lund Sweden.

Klove, B. (2000). Retention of suspended solids and sediment bound nutrients from peat harvesting sites with peak runoff control, constructed floodplains and sedimentation ponds. Boreal Environment Research 5: 81-94.

Klove, B. (2001). Characteristics of nitrogen and phosphorous loads in peat mining wastewater. Water Research 35 (10) : 2353-2362.

McKean, C.J.P. and N.K. Nagpal. (1991). Ambient water quality for pH. B.C. Min. Environ., Water Manage. Br., Victoria, B.C. www.env.gov.bc.ca/wat/wq/BCguidelines/phtech.pdf

Ministère du Développement Durable, Environnement et Parc (MDDEP) (2005). Demande d'autorisation pour un projet agroalimentaire hors réseau – volet eau- Guide du promoteur. Direction des politiques de l'eau Service des eaux industrielles Juin 2005 Envirodoq : ENV/2005/0147. 36 p.

Mitchell, G.N., (1990). Natural discolouration in freshwater: chemical composition and environmental genesis. *Prog. Pys. Geogr.* 14, 317-334.

Moore, T.R. (1987). A preliminary study of the effects of drainage and harvesting on water quality in an ombrotrophic bog near Sept-Iles, Québec. *Water Resour. Bull.* 23:785-791

Moore, T.R. and M. Dalva. (2001). Some controls on the production of DOC by plant tissues and soils. *Soil Science* 166: 38-47.

Newcombe, C.P., and D.D. MacDonald. (1991). Effects of Suspended Sediments on Aquatic Ecosystems. *North American Journal of Fisheries management* 11: 72-82.

Nieminen, M., Ahti, E., Koivusalo, H., Mattsson, T., Sarkkola, S. & Lauren, A. (2010). Export of suspended solids and dissolved elements from peatland areas after ditch network maintenance in south-central Finland. *Silva Fennica* 44(1): 39-49.

Nordin, R.N. and L.W. Pommen. (1986). Water quality criteria for nitrogen (nitrate, nitrite and ammonia): technical appendix. B.C. Min. Environ. Parks, Victoria, B.C. www.env.gov.bc.ca/wat/wq/BCguidelines/nitrogen/nitrogentech.pdf

Olsson, T. (1985). Effects of mire drainage and peat extraction on benthic invertebrates and Fish. *Proceedings of the Peat and the Environment International Peat Society Symposium*. Sept. 17-20 Jonkopin, Sweden : 147-152.

Pavey, B., St-Hilaire, A., Courtenay, S., Ouarda, T., & Bobee, B. (2007). Exploratory study of suspended sediment concentrations downstream of harvested peat bogs. *Environ. Monit. Assess.* 135: 369-382.

Peddicord, R.K. (1980). Direct effects of suspended sediments on aquatic organisms. In: *Contaminants and Sediments, Vol. 1* (R.A. Baker, ed.). Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI.

Pike, R.G., Feller, J.D., Stednick, K.J., Rieberger, K.J., Carver, M. (2010) Water quality and forest management. *Compendium of Forest Hydrology and Geomorphology in British Columbia*, Chapter 12.

Ryan, P.A. (1991). Environmental effects of sediment on New Zealand streams: A review. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 25 (2): 201-221.

Sallantaus, T. 1986. Soiden metsä- ja turvetalouden vesistövaikutukset-kirjallisuuskatsaus [Effects of forestry and peat mining on watercourses-a literature review]. *Maa- ja metsätalousministerio. Luonnonvarajulkaisu*, 11: 1-203.

Schnitzer, M. and S.U. Khan. (1972). *Humic substances in the Environment*. Marcel Dekker. Inc., New York, 327 p.

Schuler, T.S.. (2000). Impact of suspended and deposited sediment. *The Practice of Watershed Protection: Article 14*, 64-65.

St-Hilaire, A., Courtenay, S.C., Diaz-Delgado, C., Pavey, B., Ouarda, T., Boghen, A., & Bobee, B. (2006). Suspended sediment concentrations downstream of a harvested peat bog: Analysis

and preliminary modelling of exceedances using logistic regression. *Canadian Water Resources Journal* Vol. 31(3): 139-156.

Surette, C., Brun, G. L., & Mallet, V.N. (2002). Impact of a commercial peat moss operation on water quality and biota in a small tributary of the Richibouctou River, Kent County, New Brunswick, Canada. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 42: 423-430.

Thibault, J. (2001). Guidelines for peat mining operations in New Brunswick. Open File 98-7. New Brunswick Department of Natural Resources and Energy, Minerals and Energy Division. Bathurst, NB. 15 p.

Tikkanen, H. ja Jokela, S. (2005). *Soiden moninaiskäyttö maakuntakaavassa. Länsi-Suomen ympäristökeskus, erillissarja*, 115 s.

A. Turcotte-Lanteigne and E. Ferguson. (2008). Ecosystem overview of the Richibucto watershed in New Brunswick. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2847. Xiv+167 p.

Vaithyanathan, P., Richardson, C.J., Kavanaugh, R.G., Craft, C.B., Barklay, T. (1996). Relationships of eutrophication to the distribution of mercury and to the potential for methylmercury productions in the peat soils of the everglades. *Environ Sci Tech* 30(8): 2591-2597.

Wallage, Z.E., J. Holden, A.T. McDonald. (2006). Drain blocking: an effective treatment for reducing dissolved organic carbon loss and water discolouration in a drained peatland. *Science of the total environment* 367 (2–3) : 811–821.

Wind-Mulder, H., Rochefort, L., & Vitt, D.H. (1996). Water and peat chemistry comparisons of natural and post-harvested peatlands across Canada and their relevance to peatland restoration. *Ecological Engineering* 7: 161-181.

Wood, P.J. & Armitage, P.D. (1997). Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environ Manage.* 21(2):203-17.

ANNEXES : MÉTHODES D'ÉCHANTILLONNAGE DES SÉDIMENTS ET CALCUL DE LA CHARGE SÉDIMENTAIRE

Méthodologie

INTRODUCTION

Le transport sédimentaire se divise généralement en trois catégories, soit les solides dissouts, la charge de fond, ainsi que les solides en suspension. Les solides dissouts sont transportés sous forme de solution chimique et doivent précipiter pour se déposer (Yusuf, 2009). Ensuite, la charge de fond représente la fraction de matériel transportée qui demeure en contact avec le fond du chenal. Enfin, le transport de sédiments en suspension est principalement associé aux particules fines (argiles, limons et sables) suspendues dans le cours d'eau. Cette catégorie représente la majorité de la quantité totale de sédiments déplacés (Strahler et Strahler, 1997; Knighton, 1998). On l'utilise habituellement pour estimer le transport sédimentaire en rivière. Par ailleurs, les mesures de concentration de solides en suspension sont plus faciles à obtenir que celle de transport de la charge de fond (Meade et al., 1990).

On distingue deux méthodes de mesures de sédiments en suspension : la concentration de solides en suspensions (CSS) et la mesure des solides en suspension totaux (SST). Dans le cas de la CSS, on recueille une quantité approximative d'eau dans une bouteille standard. Les échantillons sont par la suite filtrés (filtre avec des pores ayant un diamètre de 0.45 μm) et pesés, en prenant soin de soustraire le poids du filtre, après avoir été chauffés à 105°C pendant une heure (Beltaos, 2000). Il est important de noter le volume total de l'échantillon pour calculer la concentration en solides. La CSS représente donc le poids des solides filtrés pour le volume d'eau total de l'échantillon. Dans le cas de la mesure de SST, la procédure est la même, mis à part qu'un

volume d'eau précis est prélevé de l'ensemble de l'échantillon avant d'effectuer la filtration. Plusieurs auteurs ont démontré que la mesure de la CSS offre davantage de précision que la mesure de SST (Glysson et Gray, 2002; Clark et Siu, 2008; Williamson et Crawford, 2011). Bien que certaines techniques d'ajustements ont donné des résultats significatifs pour estimer la CSS à partir des SST (Williamson et Crawford, 2011), on suggère d'en éviter la pratique (Gray et al., 2000). En effet, en raison de l'utilisation de sous échantillons associée à la mesure des SST, on tend à sous-estimer la charge en sédiments, et ce en particulier pour les sédiments les plus grossiers (Clark et Sui, 2007). L'utilisation de mesure de CSS est donc à prioriser.

Typiquement, la quantité totale des sédiments transportée annuellement par un cours d'eau survient sur 10% ou moins des jours de l'année (Tramblay, 2008). Cette proportion est d'autant plus grande lorsque le cours d'eau est de petite taille ou situé en zone aride. Il est donc primordial de s'assurer d'obtenir des données de CSS pendant les événements de transport majeur.

MESURE DE LA CONCENTRATION DE SÉDIMENTS EN SUSPENSION

Selon le protocole suggéré par le *U.S. Geological Survey* (Edwards et Glysson, 1999), la mesure de solides en suspension peut se faire par différentes méthodes :

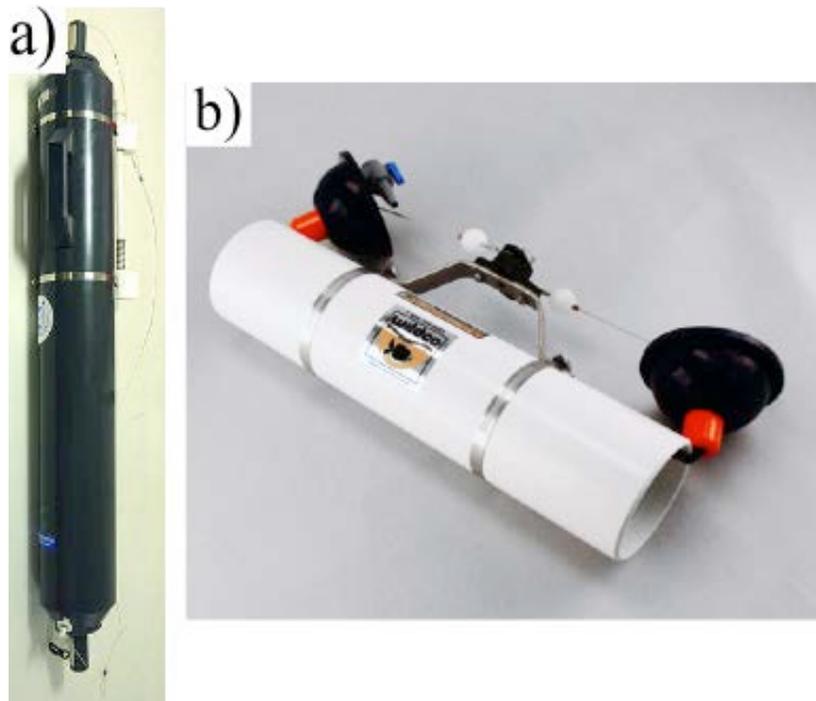
- Échantillonnage manuel :

Des échantillons sont prélevés manuellement à l'aide d'un dispositif approprié comme, par exemple une bouteille Niskin (figure 1a) ou une bouteille Van Dorn (figure 1b). Parmi les échantillonneurs, on distingue les dispositifs verticaux et horizontaux. Le second est habituellement utilisé pour prélever un échantillon en un point précis dans un environnement très stratifié (Rickly Hydrological Company), alors que le premier peut être employé dans tout type d'environnement dont la fine stratification n'est pas un enjeu. Cependant, pour les cours d'eau de faible profondeur, tel que les canaux d'irrigation des tourbières exploitées, il est préférable de prélever des échantillons à la main avec une bouteille à large embouchure. La quantité d'eau nécessaire dépend de la profondeur du cours et du type de bouteille utilisée. Il est important d'avoir un dispositif

d'échantillonnage dont le volume permet d'échantillonner l'ensemble de la colonne d'eau.

Une fois l'échantillon prélevé, il doit être mesuré, pour en connaître le volume exact et filtré, à l'aide d'un filtre de 45 μm (Beltaos, 2000), pour en retirer la partie solide. Il est ensuite pesé, en y soustrayant le poids du filtre, après avoir été chauffé à 105°C pendant une heure (Beltaos, 2000). Cette procédure doit être répétée pour l'ensemble des échantillons.

Toutefois, l'échantillonnage manuel est de moins en moins utilisé puisqu'il nécessite beaucoup de ressources humaines pour obtenir des données lors des événements majeurs de transports.



Source : <http://www.generaloceanics.com>

Figure 1 : a) bouteille Niskin verticale, b) bouteille Van Dorn horizontale.

- Échantillonnage automatique :

Les échantillons sont prélevés automatiquement lorsque le débit du cours d'eau atteint un seuil prédéterminé. L'eau est pompée à l'aide d'un tube vers une bouteille amovible

installée à l'intérieur de l'échantillonneur (figure 2). Le traitement subséquent des échantillons est le même que pour l'échantillonnage manuel. Cette méthode requiert l'achat d'un échantillonneur automatique, dont le coût peut être élevé (5000 \$ à 10 000 \$). Notons que ce type d'échantillonneur peut être utilisé pour construire une courbe de tarage entre la CSS et les données en NTU du turbidimètre (voir méthode indirecte).

- Méthode indirecte:

On utilise généralement des mesures de turbidité, recueillies à l'aide d'un turbidimètre pour estimer la CSS. Cet appareil émet un rayonnement, de préférence dans l'infrarouge (ISO 7027, 1990), et en mesure la réflexion à 90° à l'aide d'une diode. La portion de rayonnement réfléchi vers la diode est proportionnelle à la concentration de particules en suspension. La quantité de lumière réfléchie, exprimée par un voltage, est ensuite traduite par l'appareil en unités néphéométriques de turbidité (NTU). Puisque la sensibilité du turbidimètre varie beaucoup d'une compagnie à l'autre, on recommande de spécifier le modèle utilisé lors de la présentation des données (Davies-Colley et Smith, 2001)



Source : www.globalw.com

Figure 2 : Échantillonneurs automatiques. À gauche : échantillon multiple, peut recueillir entre 2 et 15 échantillons. À droite : échantillon unique d'une capacité de 9,5 L.

En effet, la mesure de la turbidité est une méthode de plus en plus utilisée en raison de son coût relativement faible, sa simplicité d'usage, ainsi que pour sa bonne estimation de la CSS (Gray, 2009). Les données sont recueillies à l'aide du turbidimètre, et sont mises en relation avec les CSS correspondantes. Pour ce faire, il faut prendre des échantillons de l'ensemble de la colonne d'eau à des niveaux de transport sédimentaire distincts. Chaque échantillon est ensuite pesé et filtré pour en obtenir la CSS. Il est important de recueillir des échantillons pour l'ensemble des valeurs de turbidité possibles pour être en mesure de bâtir une relation solide entre la turbidité et la CSS. Les valeurs obtenues sont ensuite mises en relation avec les valeurs de turbidité correspondantes. À partir de cette relation, la CSS peut être estimée grâce aux valeurs de turbidité. Notons que les valeurs de turbidité sont très sensibles aux caractéristiques physiques des solides en suspension (taille, couleur, texture, etc.). Il est donc important de construire une relation entre la turbidité et la CSS pour chaque campagne d'échantillonnage et pour chaque site.

Quel que soit la méthode utilisée, des échantillons doivent être prélevés sur l'ensemble de la section transversale, ainsi que sur totalité de la colonne d'eau, afin de s'assurer que le site choisi représente la dynamique sédimentaire du cours d'eau sur l'ensemble de sa largeur et de sa profondeur. Les données obtenues par ces mesures seront des CSS exprimées en masse par volume, généralement des mg/L.

MESURE DE CHARGE SÉDIMENTAIRE

- Débit

Pour estimer la charge sédimentaire transportée par le cours d'eau pour un temps donné, il est nécessaire d'en connaître le débit (volume d'eau qui s'écoule par unité de temps). La mesure du débit (Q) d'un cours d'eau s'obtient par la multiplication de la vitesse du courant (V) par l'aire de la section transversale du chenal (A).

$$Q \text{ (m}^3\text{/s)} = V \text{ (m/s)} * A \text{ (m}^2\text{)}$$

Tout d'abord, on doit identifier une section transversale qui convient à la mesure de la vitesse du courant. Cette section doit (KDOW, 2010) :

- Être linéaire et libre de tout obstacle pouvant causer de la turbulence en surface
- Être libre d'obstacles minéraux ou végétaux majeurs au niveau du lit
- Avoir un courant uniforme, sans contre-courants ou ralentissements apparents

Puisque le site en question est destiné à la mesure des charges de solides en suspension, la section transversale dans laquelle les mesures de débits sont effectuées doit être en aval du site d'échantillonnage. Si ce critère ne peut pas être respecté en raison de contraintes du terrain, les mesures de CSS pour cette période ne doivent pas être prises en compte.

La vitesse du courant peut être mesurée à l'aide d'un courantomètre portatif quand les conditions du cours d'eau le permettent. Pour des profondeurs inférieures à 1 m, on considère généralement que la mesure de vitesse à 60 % de la colonne d'eau représente la moyenne verticale de la vitesse du courant (NNPSMP, 2008). Puisque le débit varie latéralement dans un cours d'eau, on fractionne la section du chenal en sous-sections pour lesquelles on calcule le débit (figure 3). Le débit de chaque sous-section est ensuite additionné pour obtenir le débit total de la section transversale.

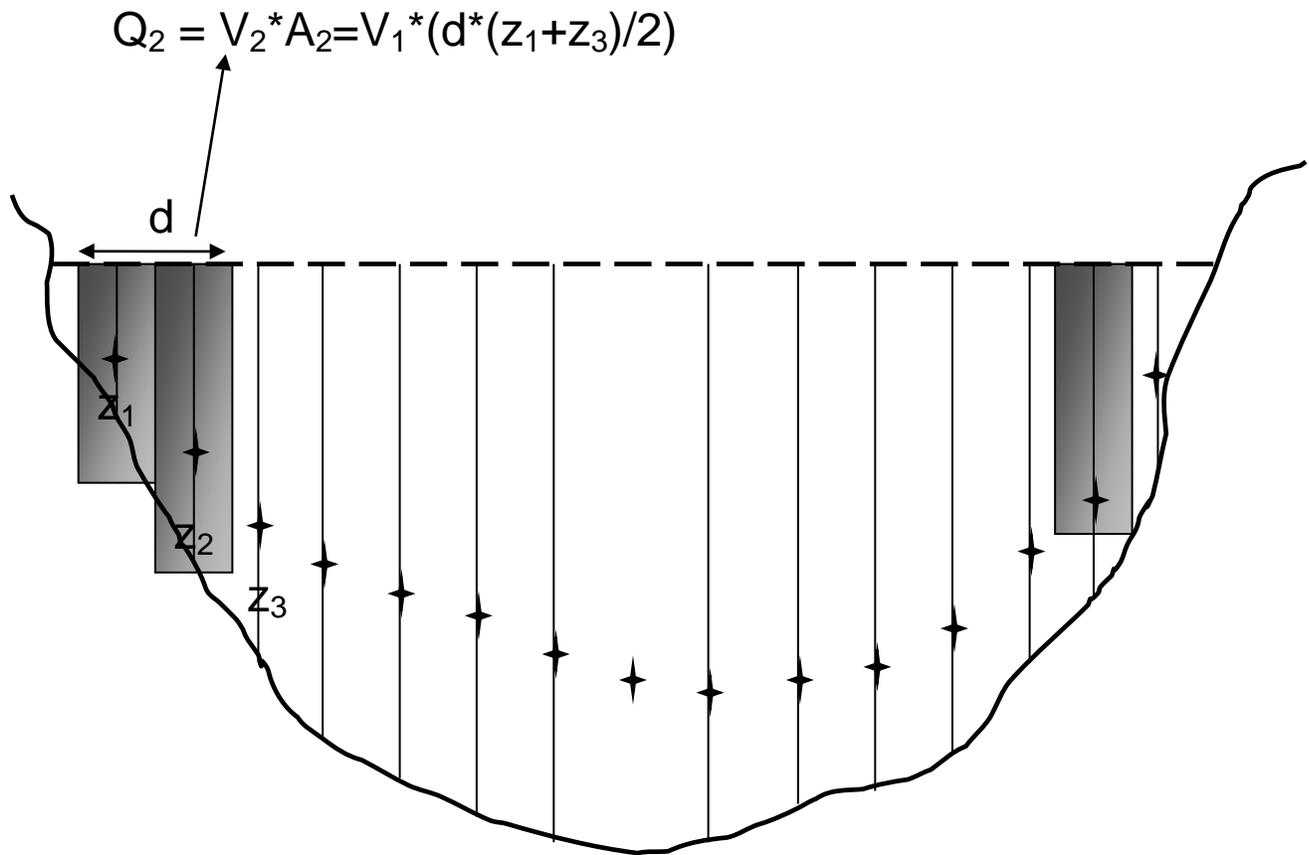


Figure 3 : Section transversale d'un cours d'eau où V = vitesse du courant, A = aire de la sous-section, d = largeur de la sous-section et z = profondeur

On recommande entre 15 et 30 mesures par section transversale selon la largeur du cours d'eau (Chang, 2003). Chaque sous-section ne doit pas représenter plus de 10 % du débit total, alors que la proportion idéale est de 5 % et moins (USGS, 1980). L'exercice doit être effectué à plusieurs reprises pour des débits distincts. Idéalement, on cherche à recueillir des mesures de débit qui représentent l'ensemble des débits possibles du cours d'eau. Cela permet d'obtenir une meilleure relation entre la hauteur d'eau et le débit. Cette relation s'appelle courbe de tarage (figure 4).

- Courbe de tarage entre le débit et le niveau d'eau

Si la relation entre le niveau d'un cours d'eau et son débit est connue, on peut mesurer plus simplement le niveau (profondeur) du cours d'eau et estimer le débit à partir de ce niveau. À cause de la forme du chenal, la relation entre la hauteur d'eau et le débit suit généralement une loi de puissance (Chang, 2003) :

où Q est le débit (m^3), H la hauteur d'eau (m), N_0 est le niveau de référence (profondeur à laquelle la jauge est placée) et a et b sont des coefficients que l'on doit calculer.

Toutefois, il est important de noter que la qualité de la courbe de tarage est dépendante de la qualité et de la fréquence des mesures de débit. Par exemple, si l'ensemble des débits a été mesuré pendant les périodes de bas niveaux (étiage), la courbe ne sera pas représentative pour les événements de hauts niveaux (crue). Pour chaque hauteur d'eau mesurée, un débit correspondant peut être estimé. Cette technique permet d'obtenir des mesures de débit facilement à partir de la mesure du niveau d'eau.

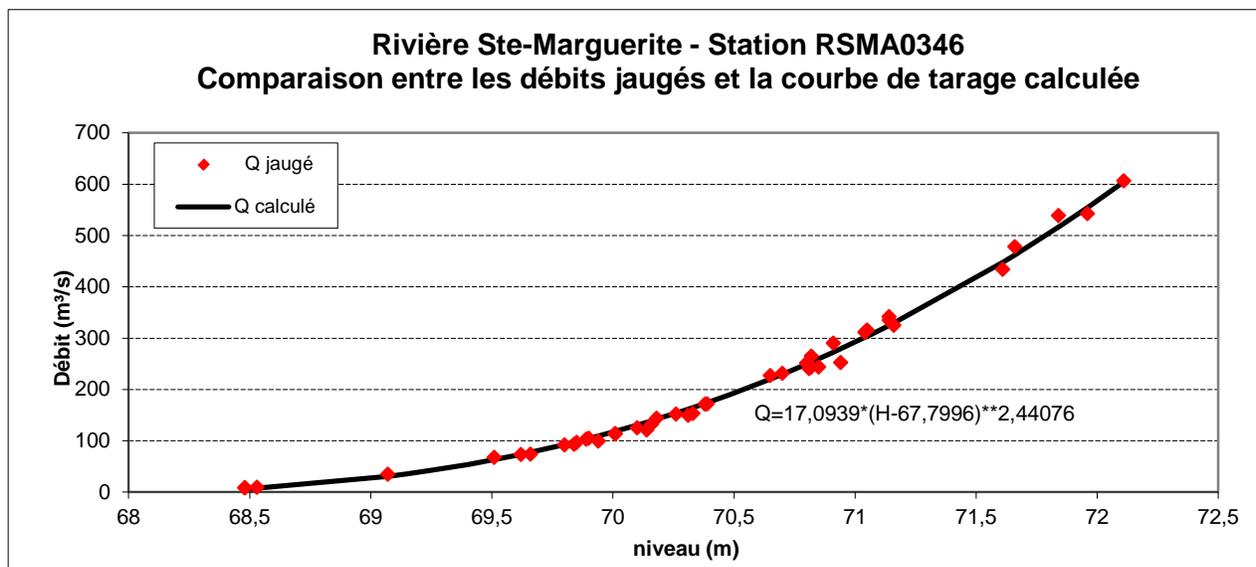


Figure 4 : Exemple de courbe de tarage de la rivière Ste-Marguerite.

- Calcul de la charge sédimentaire

Enfin, pour obtenir une quantité nette de sédiments transportés pour une période de temps déterminée, on doit calculer la charge sédimentaire (Q_{SL}), exprimée en masse par unité de temps, par la multiplication de la CSS par le débit du cours d'eau. Notons que cette charge sédimentaire est calculée à partir du débit total, calculé préalablement (figure 3).

$$Q_{SL} \text{ (t/jour)} = 0,0864 * \text{CSS (mg/L)} * Q \text{ (m}^3\text{/s)}$$

La multiplication par 0,0864 sert de facteur de conversion pour transformer les données en (mg m³) / (L*s) en tonnes par litre.