

Université du Québec
INRS - Eau, Terre et Environnement

**Analyse comparative des concentrations de solides en
suspension et de la sédimentation en aval
des tourbières exploitées (Nouveau-Brunswick)**

Par
Bronwyn Pavey

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

Jury d'évaluation

Examineur externe	Serge Jolicoeur Département de géographie Université de Moncton
Examineurs interne	Taha B.M.J. Ouarda INRS-Eau, Terre et Environnement
Codirecteurs de recherche	Simon C. Courtenay Pêches et Océans Canada & Canadian Rivers Institute
	Bernard Bobée INRS-Eau, Terre et Environnement
Directeur de recherche	André St-Hilaire INRS-Eau, Terre et Environnement

Dédicace

*À ma mère adorée Suzanne
Pour son encouragement et son grand coeur*



Remerciements

La réalisation de cette recherche a été rendue possible grâce à l'appui de plusieurs personnes dévouées à qui je tiens à exprimer ma reconnaissance.

First off, I would like to thank André St-Hilaire and Simon Courtenay for their amazing support, scientific knowledge and ability to motivate. I really could not have had a better pair to work with. Thank-you Gentlemen!

Je suis aussi reconnaissante de l'appui de l'équipe de la Chaire en hydrologie statistique de l'INRS-ETE et en particulier M. Bobée, Zeljka Ristic-Rudolk and Isabel Moreau. Special thanks to Taha Ouarda, who was debating loudly with André on a plane from Moncton to Montreal in 2002 invariably catching my attention.

À Québec, Claudie Beaulieu, Valérie Ouellet et Eve Nantel sont devenues 'mes girls'. Lâchez pas la patate! A Moncton, Marie-Hélène Thériault et mon amour, M'hamed Belkhodja, sont porteur de bonheur et d'un support constant.

Un merci tout spéciale à Monica Boudreau qui est non seulement une étoile du terrain, mais aussi une amie merveilleuse. Le travail de terrain a aussi été grandement facilité par Stéphane Leblanc, un partenaire de terrain fantastique.

Curiosity and the desire to push myself intellectually come from my father (1922-1989). My grand-father (1910-2006) sent me science-related newspaper articles from the *Montreal Gazette* for years and let me hide at his place to work on this project. Your memories are alive in my heart.

Je désire remercier Chantale Dubé de Premier Horticulture Ltd., Joe Curry à Malpec Peat Moss, Andrew Boghen à l'Université de Moncton et Eric Tremblay au parc national Kouchibouguac pour leur soutien technique et logistique. Je tiens aussi à remercier M. Jacques Thibault, du Ministère des ressources naturelles et de l'énergie du Nouveau-Brunswick, pour l'obtention de l'information sur l'industrie de la tourbe.

Finalement, ce projet a été rendu possible grâce au support financier du CRSNG (Bourse IPS-1), de Premier Horticulture et d'une bourse d'étude hors province (PNSCE)



Résumé

Les tourbières sont des écosystèmes de première importance dans de nombreux pays nordiques, y compris le Canada. Le Canada est le premier producteur de tourbe horticole au monde. L'industrie génère des revenus considérables en particulier au Nouveau-Brunswick qui produit approximativement 30% de la tourbe canadienne, avec une valeur de 95 millions \$CDN et 103 millions \$CDN en 2003 et 2004 respectivement.

La récolte de tourbe nécessite la dévégétalisation de la surface exploitée et le développement d'un réseau de canaux de drainage afin d'assécher la tourbe qui sera ensuite récoltée. Certaines juridictions, comme le Nouveau-Brunswick, recommandent que l'eau de drainage soit dirigée vers des bassins de sédimentation afin de minimiser les impacts et de retenir les particules en suspension. L'objectif de ce projet est d'étudier les concentrations de solides en suspension (CSS) et les sédiments qui se déposent en aval de trois tourbières exploitées et un site de référence.

En 2003 et 2004, la turbidité de l'eau a été mesurée en continu à cinq stations durant la période sans-glace à l'aide de néphélomètres (OBS) ayant été calibrés *in situ*. Les analyses statistiques ont permis de comparer les médianes des CSS. Ces analyses ont démontré que le taux de dépassement de la norme néo-brunswickoise (25 mg/L) est de l'ordre de 72% pour les tourbières exploitées et 30% pour le site de référence. La CSS a été plus élevée en automne mais été néanmoins élevée et supérieure à la norme néo-brunswickoise durant toutes les saisons.

Les taux de sédimentation de sédiments fins en aval des tourbières ont aussi été comparés. Des trappes à sédiments ont été déployées aux mêmes sites que les néphélomètres. Les résultats démontrent que le sable fin (0,25-0,5 mm) est la catégorie dominante de sédiments déposé avec 42% de la masse totale. Le site de référence avait une distribution de sédiments plus uniforme. Le pourcentage médian de matière organique dans les sédiments déposés était 4,39% aux sites exploités comparés à 22,64% au site de référence. De plus, les taux de sédimentation diffèrent entre les sites de récolte et le site de référence avec une accumulation de 19,42 kg/m²/an et 4,07 kg/m²/an respectivement. Les sources principales de sédiments incluent : l'érosion des canaux de drainage et des berges, l'érosion de la surface exploitée causée par la pluie et le dépôt de particules de tourbes dans les canaux de drainage lorsqu'elles sont mobilisées par les aspirateurs utilisés pour la récolte.

Des études futures devraient davantage cibler la conception des bassins de sédimentation et considérer des mesures d'atténuation de CSS plus efficaces. Une révision de la norme néo-brunswickoise est fortement suggérée.

TABLE DES MATIÈRES

Remerciements.....	i
Résumé.....	ii
Liste des tableaux.....	v
Liste des figures.....	vi
CHAPITRE 1. INTRODUCTION.....	1
1.1 Mise en contexte	1
1.2 Objectifs du mémoire.....	9
1.3 Structure du mémoire.....	10
1.4 Contribution aux deux articles rédigés	10
1.5 Références.....	11
CHAPITRE 2. RÉSUMÉ EN FRANÇAIS DES DEUX ARTICLES DU MÉMOIRE ...	14
2.1 Résumé du premier article concernant l'étude exploratoire des concentrations de solides en suspension en aval des tourbières exploitées	14
2.1.1 Introduction.....	14
2.1.2 Sites d'étude et méthodologie.....	15
2.1.3 Analyses statistiques	17
2.1.4 Résultats.....	18
2.1.5 Discussion et conclusions du premier article.....	21
2.2. Résumé du second article concernant l'étude sur la sédimentation en aval des tourbières exploitées et naturelles.....	25
2.2.1. Introduction.....	25
2.2.2 Méthodologie et sites d'études.....	26
2.2.3 Résultats.....	29
2.2.4 Discussion et conclusions du rapport technique	30
CHAPITRE 3. ÉTUDE EXPLORATOIRE DES CONCENTRATIONS DE SOLIDES EN SUSPENSION EN AVAL DES TOURBIÈRES EXPLOITÉES.....	33
CHAPITRE 4. ÉTUDE DE LA SÉDIMENTATION EN AVAL DE TOURBIÈRES EXPLOITÉES.....	71
CHAPITRE 5. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS.....	106
5.1 Conclusions générales.....	106
5.2 Recommandations.....	108
5.3 Références.....	112
Bibliographie	119

LISTE DES TABLEAUX

Table 3-1: Summary of Monitoring Site Characteristics	58
Table 3-2: Dates equipment was deployed and collected	59
Table 3-3: Number of days with recorded SSC at each site in 2003 and 2004.....	60
Table 3-4: Table of calibration curve coefficients for each study site. R ² and sample size (<i>n</i>) are also listed.	60
Table 3-5: Precipitation, Specific Mean Discharge, Specific Max Discharge, Median SSC, Mann-Whitney U results and Kruskal-Wallis results for all sites ¹	61
Table 3-6: Precipitation, Specific Mean Discharge, Specific Max Discharge, Median SSC, Mann-Whitney U results and Kruskal-Wallis results based on 2004 Harvested Sites (2-5) data only	62
Table 3-7: 2004 Comparison of SSC at harvested sites (2,4 and 5) across seasons in 2004.	63
Table 4-1: Summary of Monitoring Site Characteristics	94
Table 4-2: Deployment dates and length of deployment at each site.....	94
Table 4-3: Number of Sedibacs TM retrieved of the total deployed.....	95
Table 4-4: Median Deposition Rate (Kg/m ² /year) and Kruskal-Wallis results are reported for each grain size and per site. The superscripts indicate sites that have similar medians based on the Mann-Whitney U test. Grain size descriptions are given in text. <i>N</i> : number of Sedibacs TM used in calculation.....	96
Table 4-5: Median %organic content per site and season. Kruskal-Wallis results are reported for each grain size and the total % organic content per site. The superscripts indicate sites that have similar medians based on the Mann-Whitney U test. Grain size descriptions are given. <i>N</i> : number of Sedibacs used in calculation	97
Table 4-6: Precipitation, Mean and Max Flow, nd = no data collected	98

LISTE DES FIGURES

Figure 1-1: Carte du pourcentage de la couverture des terres humides au Canada (source: Ressources naturelles Canada).....	1
Figure 1-2 : Photographie montrant le réseaux des canaux de drainage, ainsi que deux bassins de sédimentation. Site 4, Tourbière 14. Source : Premier Horticulture Ltd.	3
Figure 3-3: Linear regression of discharge data at Sites 2 and 3 on discharge at the Coal Branch, Beersville. Flow was taken just above Site 3 but is representative of both Sites 2 and 3. The regression is based on the following equation: $y=0.0091x + 0.0095$, $R^2 = 0.80$, $n=43$...	65
Figure 3-4: Linear Regression of discharge data at Site 4 on discharge from Canaan River. The regression is based on the following equation: $y= 0.0012x + 0.0031$, $R^2 = 0.69$, $n=20$	66
Figure 3-5: Linear regression for discharge data at Site 5 on discharge from Canaan River. The regression is based on the following equation: $y= 0.0036x + 0.0027$, $R^2 = 0.83$, $n=31$	66
Figure 3-6: Percent Exceedence of Various SSC Thresholds. The thick bottom line shows the percentage of days of threshold exceedance at reference site. The upper solid line shows the mean percentage of threshold exceedance at harvested sites. Dotted lines are the 95% confidence intervals on the harvested sites mean percent exceedance.	67
Figure 3-7: Suspended sediment concentrations by site in Spring 2003. The figure shows the median, quartiles and 95th percentile for each site. The circles indicate outliers. Letters indicate which medians are significantly different based on the Mann-Whitney U statistic reported in Table 3-5.....	68
Figure 3-8: Suspended sediment concentrations by site in Fall 2003. The figure shows the median, quartiles and 95th percentile for each site. The circles indicate outliers. Letters indicate which medians are significantly different based on the Mann-Whitney U statistic reported in Table 3-5.....	68
Figure 3-9: Suspended sediment concentrations by site in Spring 2004. The figure shows the median, quartiles and 95th percentile for each site. The circles indicate outliers. Letters indicate which medians are significantly different based on the Mann-Whitney U statistic reported in Table 3-5.....	69
Figure 3-10: Suspended sediment concentrations in Spring 2004, harvested sites only. The figure shows the median, quartiles and 95th percentile for each site. The circle indicates an outlier. Letters indicate which medians are significantly different based on the Mann-Whitney U statistic reported in Table 3-6.	69
Figure 3-11: Suspended sediment concentrations in Summer 2004, harvested sites only. The figure shows the median, quartiles and 95th percentile for each site. The circle indicates an outlier. Letters indicate which medians are significantly different based on the Mann-Whitney U statistic reported in Table 3-6.	70
Figure 3-12: Suspended sediment concentrations in Fall 2004, harvested sites only. The figure shows the median, quartiles and 95th percentile for each site. Letters indicate which medians are significantly different based on the Mann-Whitney U statistic reported in Table 3-6.	70
Figure 4-3: Sedibac TM total mass after x days of deployment at Site 3. Note that 2 traps were removed every time except on day 23.	101

Figure 4-4: HARVESTED SITES, Sediment size class distribution (median % of total mass) Site 2-5, N=38 Sedibacs™	102
Figure 4-5: CONTROL SITE, Sediment size class distribution (median % of total mass) Site 1, N=9 Sedibacs™	102
Figure 4-6: Deposition rate for each site in Spring 2003. Median is represented by horizontal line; box represents 25th-75th percentile. N varies between 3-4 Sedibacs™. Letters refer to the Kruskal-Wallis test outcome. Sites with the same letters do not differ significantly. Note Y-axis scale differs in Figures 4-6 to 4-11.....	103
Figure 4-7: Deposition rate for each site in Fall 2003. Median is represented by horizontal line; box represents 25th-75th percentile. N varies between 4-7 Sedibacs™. Letters refer to the Kruskal-Wallis test outcome. Sites with the same letters do not differ significantly. Note Y-axis scale differs in Figures 4-6 to 4-11.....	103
Figure 4-8: Deposition rate for each site in 2004. Median is represented by horizontal line; box represents 25th-75th percentile. N varies between 2-4 Sedibacs™. Letters refer to the Kruskal-Wallis test outcome. Sites with the same letters do not differ significantly. Note Y-axis scale differs in Figures 4-6 to 4-11.....	104
Figure 4-9: Percent organic content for each site in Spring 2003. Median is represented by horizontal line; box represents 25th-75th percentile. N varies between 3-4 Sedibacs™. Letters refer to the Kruskal-Wallis test outcome. Sites with the same letters do not differ significantly. Note Y-axis scale differs in Figures 4-6 to 4-11.....	104
Figure 4-10: Percent organic content for each site in Fall 2003. Median is represented by horizontal line; box represents 25th-75th percentile. N varies between 4-7 Sedibacs™. Letters refer to the Kruskal-Wallis test outcome. Sites with the same letters do not differ significantly. Note Y-axis scale differs in Figures 4-6 to 4-11.....	105
Figure 4-11: Percent organic content for each site in 2004. Median is represented by horizontal line; box represents 25th-75th percentile. N varies between 2-4 Sedibacs™. Letters refer to the Kruskal-Wallis test outcome. Sites with the same letters do not differ significantly. Note Y-axis scale differs in Figures 4-6 to 4-11.....	105
Figure 5-1: Photographies de systèmes de drainage. (a) Bassin de sédimentation, août 2003, site 4. (b) Site de référence, parc national Kouchibouguac, mai 2004. (c) Canaux de drainage en aval du bassin de sédimentation, avec de la tourbe flottante, août 2003. (d) Débris qui se sont amassés sur notre équipement (2 jours après un événement pluvieux important), site 2, mai 2004.....	106
Figure 5-2: Équipements utilisés pour mesurer les CSS. (a) Site 3, printemps 2003 (b) Site 5, mai 2004	107
Figure 5-3: Survol des structures. (a) Schéma d'un seuil pour contrôler les crues. (B) Seuil en opération durant une crue en août 1996, Tourbière Pohjansuo, Finlande. (c) Seuil en opération durant la fonte de la neige, Tourbière Pohjansuo, Finlande. (source: Kløve, 2000).	110
Figure 5-4: Site 4, octobre 2003, bôme flottante inefficace.....	110

CHAPITRE 1. INTRODUCTION

1.1 Mise en contexte

Une terre humide, appelée également milieu humide ou zone humide dans la littérature, se définit comme étant un terrain où la nappe phréatique est à proximité ou au-dessus de la surface, ou qui est saturée d'eau assez longtemps pour créer des conditions comme des sols modifiés par l'eau et une végétation hydrophile (tolérant de longues périodes d'inondation ou du moins tolérant des inondations périodiques) (Environnement Canada, 1996).

Les milieux humides couvrent 4% de la surface terrestre (Matthews et Fung, 1987). Au Canada, ils couvrent 148 millions d'hectares, soit 14% de la superficie du pays (figure 1-1).

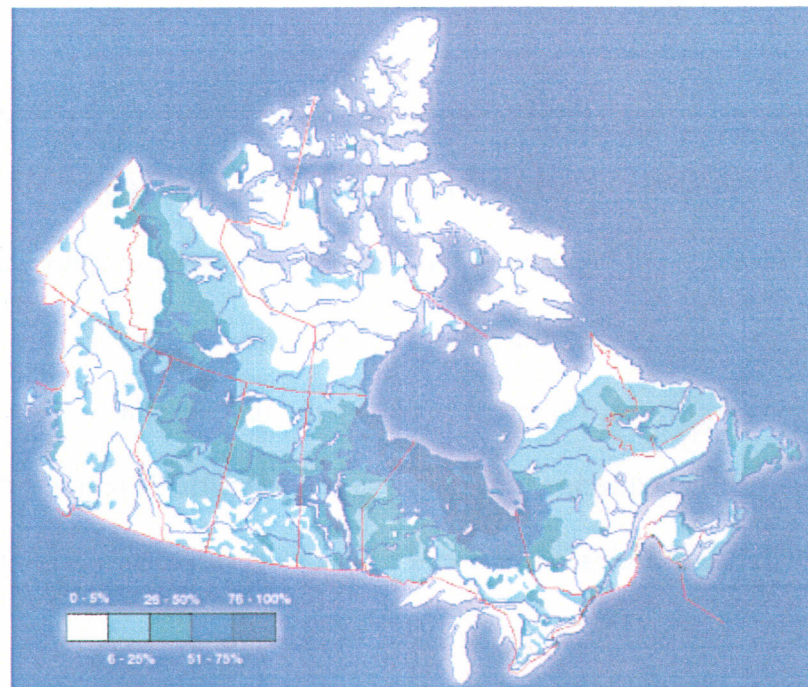


Figure 1-1: Carte du pourcentage de la couverture des terres humides au Canada (source: Ressources naturelles Canada)

Parmi les plus importants types de milieux humides on retrouve les tourbières, qui représentent plus de 75% de l'ensemble des terres humides canadiennes (113 millions

d'hectares) (Rubec, 2000). Les tourbières se caractérisent par un sol saturé en permanence d'une eau stagnante ou très peu mobile privée de l'oxygène nécessaire au métabolisme des micro-organismes (bactéries et champignons) responsables de la décomposition et du recyclage de la matière organique. Dans ces conditions asphyxiantes (anaérobiques), la litière végétale ne se minéralise que très lentement et très partiellement. Elle s'accumule alors, progressivement, formant un dépôt de matière organique peu ou non décomposée : la tourbe (Dupieux, 1998). Nous nous intéressons plus spécifiquement aux tourbières ombrotrophe. Le mot *Ombrotrophe* vient du grec *Ombros* (pluie) et *Trophos* (nourriture), c'est-à-dire qu'elles ne sont « nourries » que par la pluie (i.e. l'apport d'éléments nutritifs provient des précipitations).

Depuis plusieurs décennies, des tourbières ont été drainées pour les transformer en zones d'agriculture ou de foresterie. Dans certains cas, la mousse de sphaigne (*Sphagnum sp.*) a été récoltée pour utilisation comme combustibles et produits d'horticulture. Dans de nombreux pays nordiques, la récolte de tourbe se maintient. Le Canada récolte approximativement 5% du volume entier de tourbe dans le monde mais il est le premier producteur de tourbe à des fins horticoles. Ainsi, l'industrie de tourbe néo-brunswickoise produit 36% de la récolte canadienne et a eu une valeur de 95 millions \$CDN en 2003 et 103 millions \$CDN en 2004.

L'extraction de la tourbe est habituellement précédée de travaux d'aménagement sur les tourbières exploitées. La récolte de la tourbe nécessite la dévégétalisation des superficies exploitables. Ensuite, comme il faut assécher la tourbe avant d'en faire l'extraction, la

création d'un réseau de canaux de drainage dans les tourbières exploitées est nécessaire (figure 1-2).

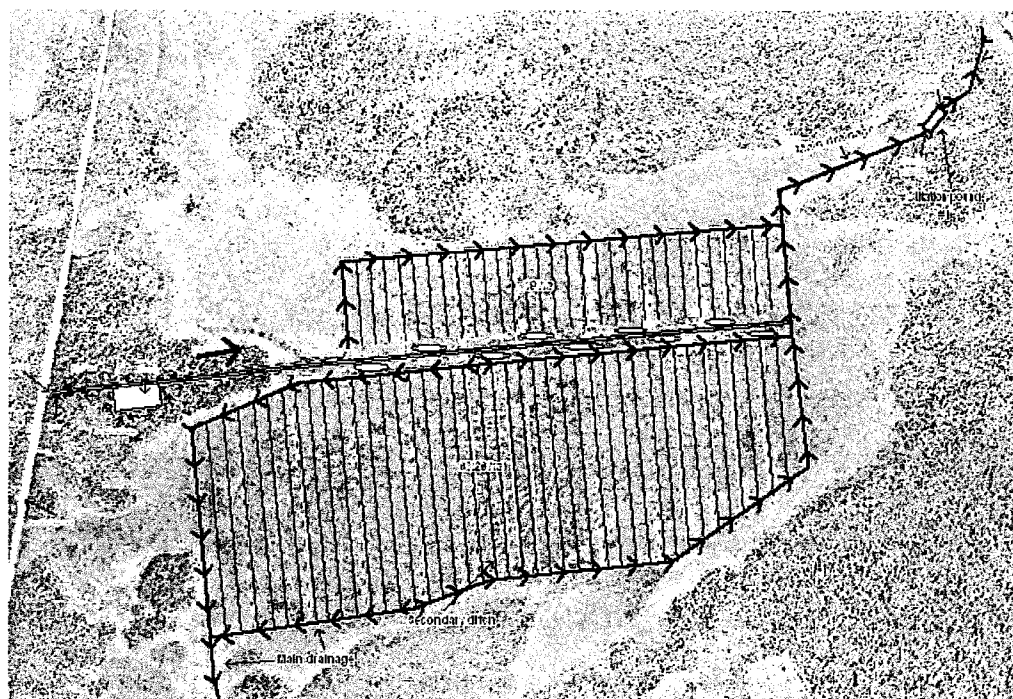


Figure 1-2 : Photographie montrant le réseaux des canaux de drainage, ainsi que deux bassins de sédimentation. Site 4, Tourbière 14. Source : Premier Horticulture Ltd.

Les sites de récolte de la tourbe se situent majoritairement dans le nord-est de la péninsule acadienne et dans la région de Baie-Ste-Anne à proximité de la zone côtière longeant le détroit de Northumberland. Dans les derniers 10 ans, plusieurs sites de récolte ont été développés à l'intérieur de la province.

Dans certains cas, les ministères responsables recommandent que les canaux drainent l'eau de surface et interstitielle vers un ou des bassin(s) de sédimentation. Ces bassins ont pour objectif de piéger la matière en suspension avant que l'eau de drainage ne soit

rejetée dans le milieu. La norme néo-brunswickoise de CSS dans les eaux qui proviennent de tourbières exploitées est de 25 mg/L en tout temps (Thibault, 2001).

Or, il appert que dans certains cas, des concentrations élevées (>1 g/L) de solides en suspension ont été mesurées en aval des bassins de sédimentation. Cette situation a été étudiée sur un tributaire de la rivière Richibouctou, au Nouveau-Brunswick appelé Mill Creek. Ce cours d'eau reçoit les eaux de drainage d'une tourbière en partie exploitée : la Plaine de St-Charles. Les travaux de Ouellette *et al.* (1997, 2003, 2006) ont démontré que, malgré l'installation de bassins de sédimentation en 1994, une grande quantité de tourbe a continué à s'accumuler dans le ruisseau Mill. Non seulement, la superficie de dépôt de particules de tourbe a continué d'augmenter (> 1 ha) mais l'épaisseur de la couche de sédiments dans lesquels on trouve de la tourbe s'est aussi accrue (de 6 cm en 1997 à 31 cm en 1999).

De plus, ces travaux ont démontré sur le terrain et en laboratoire que la présence de tourbe a un impact significatif sur certaines espèces aquatiques. À Mill Creek, le plus grand impact du dépôt de tourbe était l'étouffement de la couche benthique ce qui a réduit la richesse et la densité d'espèces dans le substrat ainsi que sur le substrat (Ouellette *et al.*, 2006). Une accumulation continue de tourbe dans cet environnement estuarien était associée à une réduction du nombre, de l'indice de condition et de la croissance de la crevette de sable (Ouellette *et al.*, 2006).

Suite aux travaux de Ouellette *et al.* (2006), St-Hilaire *et al.* (2006) ont déployé des néphélomètres afin de confirmer que la source de CSS était bien la tourbière exploitée en amont. Ils ont démontré que durant les deux printemps échantillonnés, les valeurs de CSS ont dépassé la norme provinciale de 25 mg/L entre 53,6% et 86% du temps. Même quand le seuil de dépassement a été augmenté à 500 mg/L, le pourcentage de dépassement demeure élevé, entre 11% et 60%.

Plusieurs études dans les pays fennoscandien ont porté sur les CSS en aval de tourbières exploitées et sur l'efficacité des bassins de sédimentation et autres mesures d'atténuation de CSS (Ihme *et al.* 1991; Kløve 1998; Joensuu, 1999; Kløve, 2000; Nieminen *et al.* 2005). Parmi les travaux les plus pertinents, Joensuu (1999) a trouvé des CSS moyennes mensuelles entre 204,6 mg/L en avril et 51,3 mg/L en septembre dans l'effluent des bassins de sédimentation durant la première année de récolte (échantillons ponctuels, $n = 1185$). Les sites de référence ont montré une moyenne mensuelle de CSS entre 9,63 en Juillet et 2,11 mg/L en octobre ($n = 1626$). En Irlande, Hannon et Coffey (1984) ont trouvé que leur bassin de sédimentation a atteint une efficacité de 90%. Malgré cela, la CSS moyenne de l'effluent était 68 mg/L.

Cependant, il existe très peu d'études similaires dans le contexte nord-américain (Gregory *et al.*, 1984.; Eger *et al.*, 1985; Gemtec Ltd. 1993). Gregory *et al.* (1984) ont évalué les impacts hydrologiques d'une exploitation de 6000 ha en Caroline du Nord. Ils ont trouvé que le volume et la durée des pointes de crues lors d'événements pluvieux étaient plus importants dans les canaux de tourbières dénudées que dans celles toujours

couvertes de végétation. Eger *et al.* (1985) ont réalisé une étude d'un an sur une tourbière au Minnesota et ont trouvé des CSS dépassant 2000 mg/L durant l'installation des canaux. Après l'installation des canaux, des CSS entre 1000 et 2500 mg/L en aval du bassin ont été observées durant les périodes de crues causées par de fortes précipitations. Les CSS en aval du bassin de sédimentation ont varié entre 1 – 1050 mg/L avec une médiane de 12 mg/L (n= 30 échantillons sur une période de 1 an).

En 1993, Gemtec a colligé certaines caractéristiques de bassins de sédimentation existants, incluant les données provenant de neuf tourbières exploitées au Nouveau-Brunswick. Le critère de conception retenu par le ministère de ressources naturelles du Nouveau-Brunswick correspond à 25 m³/ha exploité (Thibault, 2001). Cependant, l'étude de Gemtec (1993) démontrait que certains bassins ayant un rapport volume (m³)/superficie (ha) supérieur à 25/1 ne retenaient pas les sédiments de manière adéquate, tandis que d'autres avec un rapport volume/superficie inférieur semblaient fonctionner adéquatement.

Bien que quelques études portant sur le dépôt de sédiments fins existent (Bilby, 1985; Madej, 2005; St-Hilaire *et al.*, 2005), aucune traitant spécifiquement de la sédimentation en aval de tourbières n'a été trouvée.

On peut donc constater, à la lumière des études existantes, que les CSS en aval de tourbières exploitées peuvent être élevées dans certains cas. Ces concentrations élevées peuvent avoir des effets néfastes sur les espèces aquatiques qui vivent dans les cours

d'eau récepteurs et sur leurs habitats (Camp, Dresser & McKee Inc., 1981; Eger *et al.*, 1985; Selin et Nyrönen, 1985; Robertson *et al.*, 2006). D'ailleurs, Selin et Nyrönen (1985) résumaient la problématique ainsi:

According to the present investigations, the most serious water impact is caused by the solid matter (small peat particles) flowing with the waters from the production area.

Il y a aussi des inquiétudes reliées à l'apport de nutriments tels que les phosphates et les nitrates (Sallantausta et Patila, 1985; Surette *et al.*, 2002; Joensuu *et al.*, 2001), l'apport de métaux lourds (Rühling et Tyler, 1973; Rothwell *et al.*, 2005); et l'acidification du milieu aquatique (Shotyk, 1986).

Les travaux de Ouellette *et al.* (1997, 2003, 2006), cités précédemment illustrent bien les effets sur les macroinvertébrés benthiques. De plus, il y a des effets néfastes de CSS élevées sur les poissons qui incluent: la mortalité, une sensibilité accrue à la maladie; des effets sublétaux au niveau du succès reproducteur, de la croissance, du comportement, et de l'apport nutritif; de même que des effets sur les ressources halieutiques (population) (Waters, 1995).

Il y a aussi des effets néfastes causés par l'accumulation de sédiments qui se sont déposés dans les cours d'eau. Ils incluent:

- la réduction de la capacité de transport du chenal, ce qui augmente l'érosion des berges et le risque d'inondations;
- une réduction dans la capacité des ponceaux à laminar les crues;

- une augmentation des coûts de dragage pour maintenir les chenaux navigables; et
- une diminution de la valeur esthétique et récréative des cours d'eau (Schuler, 2000).

Étant donné les résultats de ces premières études, le présent projet a été entrepris au printemps 2003 à partir des hypothèses suivantes :

- Les CSS et les taux de sédimentation en aval de tourbières exploitées sont plus élevés que ceux en aval d'une tourbière non exploitée.
- Le cas d'étude décrit par St-Hilaire *et al.* (2006) n'est pas unique et ne représente pas nécessairement les autres sites exploités au Nouveau-Brunswick. Conséquemment, d'autres tourbières exploitées devraient être échantillonnées.
- Les variations saisonnières des conditions hydroclimatiques et des opérations sur les tourbières exploitées peuvent amener des variations saisonnières des CSS et de l'accumulation de sédiments en aval des exploitations.
- La composante organique des sédiments déposés en aval des tourbières exploitées est formée principalement de tourbe et son pourcentage est relativement élevé.

1.2 Objectifs du mémoire

Les hypothèses de recherche décrites dans la section précédente permettent l'établissement des objectifs de recherche. Le principal objectif des travaux décrits dans ce mémoire consiste à faire une analyse quantitative des concentrations de solides en suspension et de la sédimentation en aval de tourbières exploitées et de les comparer aux mesures prises en aval d'un site de référence en milieu naturel.

Les objectifs spécifiques de ces travaux incluent :

- L'analyse et la comparaison de l'évolution des concentrations de solides en suspension durant la crue printanière, l'été et durant la saison pluvieuse automnale à l'exutoire des bassins de sédimentation sur trois tourbières exploitées. Comparer ces concentrations à un milieu non perturbé, c'est-à-dire un ruisseau drainant une tourbière non exploitée.
- La détermination du pourcentage de dépassement en CSS de la norme néo-bruswickoise (25 mg/L) ainsi que de seuils de CSS plus élevés en aval des tourbières exploitées et non exploitées.
- La comparaison des variables météorologiques, hydrométriques et opérationnelles entre les sites perturbés pour déterminer les causes principales de CSS élevées.
- L'analyse et la comparaison du taux de sédimentation, de la granulométrie et du pourcentage organique des sédiments provenant des tourbières exploitées et non exploitée.

1.3 Structure du mémoire

Le présent document prend la forme d'un mémoire par articles. Les travaux réalisés sont présentés dans deux articles scientifiques rédigés en anglais. Au préalable, le chapitre deux résume en français les travaux décrits en détails dans les deux manuscrits. Le chapitre trois présente le premier article, intitulé « *Exploratory Study of Suspended Sediment Concentrations Downstream of Harvested Peat Bogs* », qui a été soumis à la revue « *Environmental Monitoring and Assessment* ». Le chapitre quatre présente le second article, intitulé « *Sediment Deposition Rates Downstream of Harvested Peat Bogs in New Brunswick* », qui sera soumis sous la forme d'un rapport technique des sciences halieutiques et aquatiques du Ministère des pêches et océans du Canada. Finalement, les conclusions et recommandations sont présentées au chapitre 5.

1.4 Contribution aux deux articles rédigés

Mes contributions aux deux articles rédigés, pour lesquels je suis la première auteure, sont les suivantes:

- Participation à l'élaboration du protocole d'échantillonnage
- Mise en place de toute l'instrumentation sur le terrain
- Entretien des appareils durant la durée de mesure
- Construction de la base de données
- Principale analyste pour l'ensemble des analyses statistiques
- Rédaction des articles
- Soumission des articles.

1.5 Références

- Bilby, R.E. 1985. Contributions of road surface sediment to a western Washington Stream. *Forest Science* 31(4): 827-838.
- Camp, Dresser & McKee, Inc. 1981. *Effect of Peat Mining on Fish and Other Aquatic Organisms in the Upper Midwest*, US Fish and Wildlife Service, Washington, DC. USA, 73pp.
- Dupieux, N. 1998. La gestion conservatoire des tourbières. *Espaces naturels de France*. 244p.
- Eger, P., K. Lapakko, B. Johnson and A. Loïselle 1985. Drainage quality from a sod peat mine, first year results. *Proceedings of the Peat and the Environment '85*. International Peat Society Symposium. Jönköping, Sweden, Sept 17-20, 1985.
- Environnement Canada. 1996. Politique fédérale sur la conservation des terres humides - Guide de mise en oeuvre à l'intention des gestionnaires des terres fédérales. Direction de la conservation de la faune, Service canadien de la faune, Environnement Canada.
- Gemtec Ltd. 1993. Design, installation and monitoring of siltation ponds, peat bog 567, Lamèque Island, New Brunswick. 87 p. New Brunswick Department of Natural Resources and Energy. Mineral Resources Division, Fredericton, N.B., Public File 93-4, 87 pp.
- Gregory, J.D., Skaggs, R.W., Broadhead, R.G., Culbreath, R.H., Bailey, J.R., & Foutz, T.L. 1984. *Hydrologic and Water Quality Impacts of Peat Mining in North Carolina*. Report No. 214. Retrieved 08 May 2001, from www2.ncsu.edu/ncsu/wrri/reports/report214.html
- Hannon, G.P. and P.J. Coffey. 1984. Control of silt in peatland waters. *Proceedings of the 7th International Peat Congress, Dublin, Ireland, 18-23 June 1984*. Volume II: 237-251
- Ihme, R., K. Keikkinen and E. Lasko. 1991. Peat filtration, field ditches and sedimentation bassins for the purification of runoff water from peat mining areas. National Boards of Waters and Environment Report No. 9 . 48 p.
- Joensuu, S., E. Ahti, & M. Vuollekoski. 1999. The effects of peatland forest ditch maintenance on suspended solids in runoff. *Boreal Environment Research* 4: 343-355
- Joensuu, S., E. Ahti and M. Vuollekoski. 2001. Discharge water quality form old ditch networks in Finnish peatland forests. *Suo* 52(1): 1-15

- Kløve, B. 1998. Erosion and sediment delivery from peat mines. *Soil and Tillage Research* 45: 199-216
- Kløve, B. 2000. Effect of peat harvesting on peat hydraulic properties and runoff generation. *Suo* 51(3): 121-129
- Madej, M.A. 2005. The role of organic matter in sediment budgets in forested terrain. *Sediment Budgets 2*. Proceedings of symposium S1 held during the Seventh IAHS Scientific Assembly at Fox do Iguaçu, Brazil, April 2005. IAHS Publication 292.
- Matthews, E. and I. Fung. 1987. Methane Emission from natural wetlands: global distribution, area and environmental characteristics of sources. *Global Biogeochemical Cycles* 1: 61-86
- Nieminen, M., E. Ahti, H. Nousiainen, S. Joensuu et M. Vuollekoski. 2005. Capacity of riparian buffer zones to reduce sediment concentrations in discharge from peatlands drained for forestry. *Silva Fennica* 39(3): 331-339
- Ouellette, C., A.D. Boghen, S.C. Courtenay and A. St-Hilaire. 1997. "Potential environmental impact of peat moss harvesting on the Richibucto River in New Brunswick." *Bulletin of the Aquaculture Association of Canada*, 97(2): 81-83
- Ouellette, C., A.D. Boghen, S.C. Courtenay and A. St-Hilaire. 2003. "Influence of peat substrate on the distribution and behavior patterns of sand shrimp *Crangon septemspinosa* under experimental conditions." *Journal of Applied Ichthyology*, 19(6): 359-365
- Ouellette, C., S.C. Courtenay, A. St-Hilaire and A.D. Boghen. 2006. "Impact of a peat moss spill on an estuarine environment using the sand shrimp *Crangon septemspinosa* as a biosentinel." *Journal of Applied Ichthyology*, 21:1-10
- Robertson, M.J., D.A., Scruton, R.S. Gregory and K.D. Clarke. 2006. Effect of suspended sediment on freshwater fish and fish habitat. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2644: v + 37 pp.
- Rothwell, J. J., Robinson, S.G., Evans, M.G., Yang, J., Allott, T.E.H. 2005. Heavy metal release by peat erosion in the Peak District, Southern Pennines, U.K. *Hydrological Processes* 19(15): 2973-2989
- Rubec, C.D.A. 2000. *Canadian Wetland Inventory : Hard Issues and Realities*. Wetland Inventory Workshop. January 24-25, 2000. Ottawa, Ontario. 6 p.
- Rühling, Å and G. Tyler. 1973. Heavy metal deposition in Scandinavia. *Water, Air and Soil Pollution* 2(4): 445-455
- Sallantausta, T. and A. Patila. 1985. Nutrient transport in runoff water from Finnish peatland drainage and peat mining areas. *In A complement to the Proceeding of the*

- Peat and the Environment '85. International Peat Society Symposium. Jönköping, Sweden, Sept 17-20, 1985.
- Schuler, T.S. 2000. *Impact of suspended and deposited sediment*. The Practice of Watershed Protection: Article 14, 64-65
- Selin, P. and T. Nyrönen 1985. Some concepts to prevent the environmental effects of the peat production. *Proceedings of the Peat and the Environment '85*. International Peat Society Symposium. Jönköping, Sweden, Sept 17-20, 1985.
- Shotyk, W. 1986. Impact of peatland drainage waters upon aquatic ecosystems. Report No. NRCC 27415. National Research Council of Canada. Ottawa, Ontario. 63 p.
- St-Hilaire, A., D. Caissie, R.A. Cunjak and G. Bourgeois. 2005. Streambed sediment composition and deposition in a forested stream: spatial and temporal analysis. *River Research and Applications* 21: 883-898
- St-Hilaire, A., S.C. Courtenay, C. Diaz-Delgado, B.Pavey, T.B.M.J. Ouarda, A. Boghen and B. Bobée. 2006. Suspended sediment concentrations downstream of a harvested peat bog: analysis and preliminary modeling of exceedances using the logistic regression. *Canadian Water Resources Journal* (accepted).
- Surette, C., G. Brun and V.N. Mallet. 2002. Impact of a commercial peat moss operation on water quality and biota in a small tributary of the Richibucto River, Kent County, New Brunswick, Canada. *Archives in Environmental and Contaminant toxicology* 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 pp.
- Waters, T.J. 1995. *Sediment in Streams: Sources, Biological Effects and Controls*. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society. 215 p.

CHAPITRE 2. RESUME EN FRANÇAIS DES DEUX ARTICLES DU MEMOIRE

2.1 Résumé du premier article concernant l'étude exploratoire des concentrations de solides en suspension en aval des tourbières exploitées

2.1.1 Introduction

Le premier article, qui a été soumis le 8 août 2006 à la revue « *Environmental Monitoring and Assessment* », traite de l'analyse des concentrations de solides en suspension en aval des tourbières exploitées. On y rappelle que plusieurs questions sont restées sans réponse à la suite des travaux de St-Hilaire *et al.* (2006). Par exemple, il apparaît important de vérifier si les CSS élevées mesurées au site du ruisseau Mill sont aussi observées dans d'autres tourbières exploitées. D'autre part, l'étude de St-Hilaire *et al.* (2006) est limitée à la saison printanière. Que se passe-t-il durant les autres saisons sans gel? Finalement, comment les CSS observées dans d'autres sites perturbés se comparent-elles à celles observées sur une tourbière naturelle? Afin de répondre à ces questions, les objectifs spécifiques de l'étude présentée au chapitre 3 sont :

- (1) Déterminer l'amplitude et la variabilité des CSS en aval de trois tourbières exploitées au Nouveau-Brunswick et les comparer à un site de référence qui n'a pas été perturbé par la récolte de tourbe.
- (2) Déterminer la fréquence et les périodes d'occurrence des dépassements de la norme néo-brunswickoise de 25 mg/L.

- (3) Comparer les sites exploités entre eux afin de déterminer les variables (météorologiques, hydrométriques ou opérationnelles) qui peuvent expliquer ces dépassements.

2.1.2 Sites d'étude et méthodologie

La turbidité de l'eau a été mesurée en continu à 5 stations à l'aide de néphélomètres durant la période sans glace en 2003 et 2004 (figure 3-1). Les sites 1a et 1b se trouvent dans le parc national Kouchibouguac et ont servi de stations de références en 2003 et 2004 respectivement. Les sites 2 et 3 sont situés en aval de la portion exploitée de la Plaine de St-Charles, près de Rexton. Les sites 4 et 5 sont situés dans deux tourbières exploitées situées environ 70 km à l'ouest des sites 2 et 3, près de Rogersville. Le tableau 3-1 donne les caractéristiques principales de chacun des sites. Le site 1a, utilisé comme référence en 2003 a été remplacé par le site 1b en 2004 parce que ce dernier était considéré plus similaire aux sites exploités.

Il faut noter que la station 3 est sur le même réseau de drainage que la station 2. La station 2 est immédiatement en aval des trois bassins de sédimentation de la tourbière Malpec (drainant dans le Ruisseau Mill). La station 3 a été placée 500 m en aval de la station 2, dans le ruisseau Malpec. Cette tourbière est le seul site où deux stations ont pu être déployées.

Méthodologie de suivi des CSS

Un néphélomètre (OBS-3; D&A Instruments, Port Townsend, WA), a été déployé à chaque site à partir du dégel (mi-avril) jusqu'à la fin de novembre ou le début de

décembre en 2003 et 2004. Chaque OBS-3 a été fixé sur une cage métallique ancrée au lit du canal (sites 4 et 5) ou du cours d'eau (sites 1, 2 et 3) afin que l'émetteur-récepteur du OBS-3 soit au milieu de la colonne d'eau et ne bouge pas durant les crues. Les capteurs de données (CR510 ou CR10 de Campbell Scientific) ont enregistré un voltage proportionnel à la turbidité du cours d'eau à toutes les 15 secondes. Les moyennes journalières ont été calculées et gardées en mémoire. Les voltages ont été convertis en CSS (mg/L) à l'aide de courbes d'étalonnage établies *in situ*. Les dates de mesure sont données dans le tableau 3-2. Toutes les données ayant pu être affectées par un bris d'équipement, par des niveaux d'eau inférieurs à la profondeur de l'OBS ou par de l'accumulation de film biologique sur l'émetteur ont été éliminées.

L'étalonnage des OBS a été fait à chaque station en mesurant le voltage associé à différentes concentrations de sédiments locaux récoltés et mélangés à l'eau de drainage dans un contenant de 20 L. Pour chaque concentration, cinq échantillons d'eau ont été prélevés et filtrés afin d'obtenir une valeur de CSS associée au voltage donné par l'OBS. La quantité de sédiments a été augmentée progressivement afin de couvrir l'intervalle de voltage observé sur le terrain. Le nombre de points de mesures sur chacune des courbes d'étalonnage a varié entre 18 et 32 ($n = 18, 32, 24, 31, 23$ points pour les sites 1, 2, 3, 4 et 5 respectivement).

Les précipitations ont été obtenues des stations météorologiques environnantes:

(http://www.climate.weather-office.ec.gc.ca/prods_servs/cdcd_iso_e.html, voir Figure 3-

1 pour les emplacements). Des mesures de débit instantané ont été prises à chaque site lors des visites à l'aide d'un vélocimètre Marsh McBirney (Flo-Mate model 2000).

2.1.3 Analyses statistiques

Calibration

Une fonction de puissance ayant la forme de l'équation (1) a été utilisée pour établir les courbes d'étalonnage des OBS :

$$CSS = e^a(V + b)^c \quad (1)$$

Où, a , b et c sont les paramètres de l'équation (1) et V est le voltage émis par l'OBS (mV). Le tableau 3-4 donne la valeur estimée de ces paramètres pour chaque station.

Étant donné que les débits n'ont pu être mesurés en continu à aucune des stations échantillonnées, ils ont été estimés en établissant une régression linéaire entre les valeurs de débits instantanés mesurés lors des visites et le débit journalier provenant de la station de jaugeage la plus proche. Pour les stations 2 et 3, la station 01BS001 (Coal Branch, Beersville, Environnement Canada) a été utilisée. À l'aide des 43 points de mesure, une régression linéaire significative ($F=127,28$, $p<0,0001$, $R^2=0,80$) a pu être établie (Figure 3-3). La droite a permis d'estimer les débits journaliers pour toute la période de mesure. Aucune relation significative n'a pu être établie avec les données du site 1. Les stations 1a et 1b étant des tourbières naturelles, leur régime hydrologique diffère beaucoup de celui des stations de jaugeage environnantes. Pour les stations 4 et 5, le débit de la station 01AP002 (Rivière Canaan, Environnement Canada) a été utilisé ($F=40,737$, $R^2=0,69$, $p<0,0001$; Figure 3-4). La même station de jaugeage a été utilisée comme référence pour le site 5 ($R^2=0,83$, $F=96,264$, $p<0,0001$; Figure 3-5).

Étude des dépassements

En plus de la norme néo-brunswickoise de 25 mg/L, d'autres seuils de dépassement ont été considérés dans le cadre de ce projet parce qu'ils représentent des limites à ne pas dépasser pour certaines espèces de poisson. Les seuils considérés sont : 50, 100, 150, 200, 300, 500, 1000 et 2000 mg/L. La fréquence de dépassement a été établie à partir des moyennes journalières, en considérant la base de données restreinte des jours concomitants à toutes les stations. Le pourcentage de dépassement a été calculé ainsi:

$$\% \text{dépassements} = \frac{\text{fréquence de dépassement}(\# \text{ jours}) \times 100}{n} \quad (2)$$

Où n est le nombre total de jours échantillonnés concomitants à toutes les stations en 2003-2004.

Comparaisons entre les sites

Puisque les CSS n'étaient pas distribuées selon une loi normale (test de Shapiro-Wilk $W=0,446-0,857$, $p<0,001$), la comparaison entre les sites a été faite à l'aide du test non paramétrique de Kruskal-Wallis qui utilise les médianes. Les comparaisons *a posteriori* entre paires de stations ont été faites à l'aide du test de Mann-Whitney. Ces tests sont décrits en détails dans de nombreuses références y compris Zar (1999).

2.1.4 Résultats

Dépassement des seuils

La figure 3-6 montre que le seuil de 25 mg/L a été dépassé au site de référence durant 30% des jours, comparativement à un pourcentage de dépassement moyen de 72% pour

les autres sites (2, 4, et 5). Le pourcentage de dépassement demeure plus élevé pour les sites 2,4 et 5, quelque soit le seuil choisi entre 25 mg/L et 1g/L.

Comparaison des CSS médianes entre les sites de référence et les sites exploités.

Au printemps 2003, seuls trois de cinq sites ont été échantillonnés avec succès (sites 1, 3 et 5). L'analyse de Kruskal-Wallis montre que les médianes étaient significativement différentes entre ces trois sites (tableau 3-5). Les tests *a posteriori* (Mann-Whitney) et la visualisation des diagrammes de hamac (figure 3-7) montrent que la différence significative est établie entre le site 5 et 1, mais pas le site 3 qui est situé plus en aval dans le ruisseau Malpec.

À l'automne 2003, les sites 1, 4 et 5 ont été échantillonnés. Les deux tourbières exploitées (site 4 et 5) avaient des CSS significativement plus élevées que le site de référence (tableau 3-5 et figure 3-8). Un résultat semblable a été obtenu au printemps 2004. Les sites 2, 4 et 5 ont tous des CSS médianes significativement supérieures à celle du site 1 (tableau 3-5 et figure 3-9).

Comparaison entre les sites exploités

En utilisant toutes les données concomitantes de 2004, une comparaison entre les sites ayant subi l'impact de la récolte a été établie. Le site exploité ayant la CSS médiane la plus élevée est le site 2 en 2004 (tableau 3-6). Si on ne tient pas compte du site 3 qui n'est pas situé immédiatement en aval des bassins de sédimentation, les CSS médianes peuvent être classées en ordre décroissant pour les autres sites. On obtient l'ordre

suivant : Site 2 > site 4 > site 5 (tableau 3-6, figures 3-10 à 3-12). Durant cette période, la médiane de chaque site récolté n'a jamais été inférieure à 25 mg/L.

Comparaison saisonnières

La variation saisonnière a été étudiée en combinant les données de tous les sites et en comparant les médianes de chaque saison échantillonnée en 2004. La médiane saisonnière la plus élevée est celle de l'automne (511,75 mg/L), suivie de celle du printemps (294,8 mg/L) et celle de l'été (291,6 mg/L) (tableau 3-7).

Hydrométéorologie

Les conditions de précipitation et de débit ont été comparées pour les différents sites. Les précipitations totales saisonnières étaient très similaires entre les sites (tableaux 3-5 et 3-6). La différence était de moins de 25 mm dans la plupart des cas, sauf pour deux exceptions (printemps 2004 avec 86 mm au site 2/3 vs 42,1 mm au site 1 et automne 2004, avec deux fois plus de pluie aux sites 2 et 3 qu'aux sites 4 et 5). Les CSS médianes ne semblent pas corrélées aux précipitations totales (tableaux 3-5 et 3-6).

Les débits spécifiques moyens et maximums sont donnés dans les tableaux 3-5 et 3-6. Comme on pouvait s'y attendre, les débits moyens les plus importants ont été mesurés au printemps sauf pour le site 5 (automne 2003). Comme dans le cas des précipitations, il appert que les CSS médianes les plus élevées ne correspondent pas aux débits moyens ou maximums les plus élevés. Ainsi, durant le printemps 2004, le débit spécifique moyen le plus élevé (0,436 L/s/ha) a été mesuré au site 4, avec une CSS médiane de 172,9 mg/L

(tableau 3-6) tandis qu'au site 2, une CSS médiane de 775,63 mg/L était associée à un débit spécifique moyen de seulement 0,282 L/s/ha.

2.1.5 Discussion et conclusions du premier article

Cette étude a démontré que les dépassements de la norme néo-brunswickoise de 25 mg/L rapportés par St-Hilaire *et al.* (2006) n'étaient pas un cas fortuit et qu'ils se produisent sur d'autres tourbières exploitées et durant les saisons autres que le printemps. La figure 3-6 démontre deux phénomènes importants: (1) Les dépassements de la norme se produisent dans 30% des cas sur une tourbière non exploitée, ce qui peut être une indication que cette norme n'est pas réaliste; (2) De manière générale, les tourbières exploitées produisent des dépassements plus fréquents que les sites naturels quel que soit le seuil de dépassement entre 25 mg/L et 1 g/L. La comparaison statistique entre les sites a aussi confirmé que l'hypothèse que les CSS médianes sur les sites exploités sont significativement plus élevées que celles observés au site de référence.

La comparaison entre les sites exploités en 2004 peut être faite à la lumière de certaines caractéristiques physiographiques et opérationnelles. Ainsi, un plus grand rapport entre la superficie drainée et le volume total des bassins de sédimentation est associée à une CSS médiane plus élevée (tableaux 3-1). Il en va de même pour le rapport entre la superficie du bassin versant et le volume des bassins de rétention (i.e., sites 2 et 3 > 4 > 5). On peut en effet s'attendre à ce qu'un plus grand bassin de rétention ralentisse plus la vitesse de l'eau qui y passe, ce qui permet à plus de particules de tourbe en suspension de se déposer.

Le nombre d'années d'opération sur la tourbière exploitée peut aussi avoir une influence sur la quantité de sédiments produits. Par exemple, la récolte de tourbe sur le site 2 se fait depuis plus de 20 ans, ce qui implique que la tourbe récoltée est plus vieille et plus décomposée et plus friable (Païvanen, 1973). Cela peut amener une mobilisation plus rapide et plus facile de la tourbe par la pluie ou le vent. Cependant, selon cette logique, le site 4 devrait avoir les CSS les plus faibles, puisqu'il est en opération depuis seulement 2 ans. Or, le site 5, qui est exploité depuis 10 ans semble produire des CSS plus faibles que le site 4 (tableau 3.6).

Au Nouveau-Brunswick et au Québec, la méthode de récolte à l'aide d'aspirateurs industriels peut compacter la tourbe en surface et peut aussi modifier la structure de cohésion de la tourbe, ce qui pourrait influencer les CSS durant les opérations (Kløve and Bengtsson, 1999). Toutefois, nos résultats n'ont pas démontré de corrélation entre les CSS médianes et le nombre de jours de récoltes durant les étés 2003 et 2004 (tableau 3-1).

Une autre variable associée à l'opération sur les tourbières exploitées est le nettoyage des bassins de rétention. Durant l'été 2004, les bassins des sites 4 et 5 ont été nettoyés le 29 juin alors qu'au site 2, ils ont été vidés le 20 mai. Ce décalage peut expliquer en partie les différences de CSS (i.e. les bassins du site 2 étaient possiblement plus remplis de sédiments que ceux des sites 4 et 5 durant l'été 2004). Cependant, Ihme *et al.* (1991) rappellent que le dragage des bassins peut aussi augmenter (du moins temporairement) la quantité de sédiments en suspension en mobilisant les couches déposées au fond. Les

variations hydrométéorologiques, combinées aux contraintes opérationnelles telles que la récolte et le nettoyage des bassins, compliquent l'analyse et des études supplémentaires seront nécessaires afin d'éclaircir le rôle de chacune des causes potentielles de valeurs élevées de CSS.

Les comparaisons saisonnières ont démontré que la médiane combinée la plus élevée pour les sites en opération est celle de l'automne (421,18 mg/L). Il est donc possible que ce soit cette saison qui produise la plus grande quantité de sédiments. Cette affirmation va à l'encontre des hypothèses émises par St-Hilaire *et al.* (2006). Basée sur la prémisse que la crue printanière est la cause des CSS élevés, leur étude portait uniquement sur cette saison. D'autres études ont aussi rapporté que les CSS les plus élevées sont mesurées au printemps (Clausen, 1981; Kolesin et Yanushevskiy, 1985; GEMTEC Ltd., 1993). Les débits spécifiques les plus élevés sur nos sites ont été enregistrés au printemps, comme on pouvait s'y attendre, mais ils ne sont pas associés aux CSS les plus élevées. Plusieurs raisons peuvent expliquer le fait que les CSS médianes les plus élevées ont été enregistrées à l'automne : (1) L'automne est la saison durant laquelle on nettoie les canaux de drainage, un exercice qui produit des CSS élevées (Ihme *et al.*, 1991; GEMTEC Ltd., 1993; Joensuu, 2002) ; (2) un été relativement sec a peut-être permis à la couche supérieure de tourbe de devenir moins humide et plus friable, permettant une plus grande mobilisation de particules de tourbe à l'automne; et (3) des précipitations plus fréquentes et plus élevées ont peut-être mobilisé plus de sédiments.

Afin de comparer les CSS des sites étudiés aux valeurs trouvées dans la littérature, une CSS moyenne a été calculée pour tous les sites exploités. Cette moyenne est 485,70 mg/L pour 2003-2004. Joensuu (1999) a calculé la CSS moyenne de 1185 échantillons ponctuels pris en aval de bassins de sédimentation en Finlande. Cette moyenne s'établit à 204,6 mg/L en avril et 51.3 mg/L en septembre durant la première année de récolte. Il semble donc que la moyenne de nos sites soit plus élevée, bien que du même ordre de grandeur que celle mesurée au printemps par Joensuu (1999).

Comme il a déjà été mentionné, la récolte de la tourbe est une industrie importante, qui génère des revenus de plusieurs millions de dollars au Canada. Les tourbières exploitées présentement devront tôt ou tard être remplacées par de nouveaux sites d'exploitation. Il y aura donc de nouvelles opportunités pour d'autres études qui pourraient entre autre porter sur des conceptions différentes des bassins de sédimentation, l'utilisation de zones tampons en aval des bassins ou d'autres méthodes d'atténuation des impacts. Le suivi de la qualité de l'eau en aval de tourbières non exploitées devrait aussi être poursuivi afin de mieux connaître les variations naturelles et mieux comprendre les impacts potentiels de l'exploitation de la tourbe.

2.2. Résumé du second article concernant l'étude sur la sédimentation en aval des tourbières exploitées et naturelles

2.2.1. Introduction

Le deuxième article sera soumis le 15 septembre 2006 sous forme d'un *Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques*. Le rapport traite de l'analyse de la sédimentation dans les canaux et les ruisseaux drainant trois tourbières exploitées et une tourbière naturelle.

Selon Patrick et Boto (1979), la rétention des sédiments est une fonction primaire des zones humides. L'accumulation de sédiments dans les ruisseaux et rivières peut nuire à l'habitat du poisson en causant une réduction de la photosynthèse, l'asphyxie d'organismes benthiques (colmatage), le recouvrement des frayères et la réduction de la survie d'œufs de poisson (Stern et Stickle, 1978; Sweeting, 1994; Trow Consulting Engineers, 1996; Curry et MacNeill, 2004).

A notre connaissance, notre étude est la première en Amérique du Nord qui examine les taux de sédimentation des sédiments en aval de tourbières exploitées et naturelles. Les objectifs de l'étude présentée au chapitre 4 sont :

- (1) Déterminer les taux de sédimentation annuels et le taux de sédimentation moyenne par unité de surface;
- (2) Déterminer le taux de matière organique contenu dans les sédiments déposés;
- (3) Evaluer de manière quantitative la distribution granulométrique des sédiments; et

- (4) Déterminer les différences de taux de sédimentation et de la granulométrie entre les sites exploités et le site de référence.

2.2.2 Méthodologie et sites d'études

Pour évaluer le taux de sédimentation, quatre à huit trappes à sédiments ont été déployées 50-60 mètres en aval de l'exutoire des bassins de sédimentation. Les trappes, nommées SédibacsTM (Bio Innove Inc.) consistent en deux cylindres identiques (diamètre = 12 cm, hauteur = 13,5 cm, volume = 1 litre) qui sont placés l'un à l'intérieur de l'autre (figure 4-1). Un sac en maille (taille d'orifice = 1 cm) a été rempli de gravier (> 4cm) pour permettre l'accumulation de sédiments dans l'espace interstitiel. Les SédibacsTM ont des trous sur leur paroi qui totalise 39,8 cm². Lorsque le dessus de la trappe est ouvert des fines particules peuvent circuler librement, ce qui permet de mesurer le taux de sédimentation net. Dans certains cas, les SédibacsTM ont été installés dans un fond argileux dans lequel il y a peu de transport advectif de sédiments.

En plus des installations à tous les sites, une étude plus détaillée a été menée durant la saison 2004 au site 3. Vingt-huit trappes à sédiments ont été déployées afin de mesurer si celles-ci atteignent un point de saturation au dessus duquel les trappes ne peuvent pas retenir de nouveaux sédiments. Deux trappes ont été récupérées chaque deux semaines pendant 28 semaines et leur contenu a été analysé de la même façon que les SédibacsTM saisonnières.

Les précipitations ont été obtenues des stations météorologiques environnantes: (http://www.climate.weather-office.ec.gc.ca/prods_servs/cdcd_iso_e.html, voir Figure 4-

2 pour les emplacements). Des mesures de débit instantané ont été prises à chaque site lors des visites à l'aide d'un vélocimètre Marsh McBirney (Flo-Mate model 2000).

Sites d'études

Les SédibacsTM ont été déployés à 5 stations durant la période sans glace en 2003 et 2004 (figure 4-2). Le nombre de jours de mesures a varié entre 43 et 188 jours. Le site 1 se trouve dans le parc national Kouchibouguac et a servi comme station de référence. Les sites 2 et 3 sont situés en aval de la portion exploitée de la Plaine de St-Charles, près de Rexton. Il est important de noter que le site 2 dans cette deuxième étude a un emplacement différent du site 2 dans la première étude concernant les CSS. Les sites 4 et 5 sont situés dans deux tourbières exploitées situées environ 70 km à l'ouest des sites 2 et 3, près de Rogersville. Le tableau 4-3 donne les caractéristiques principales de chacun des sites. Notez que le site 3 est 500 m en aval du site 2, dans le ruisseau Malpec.

Traitement de trappes à sédiments

Un fois les SédibacsTM récupérés, ils ont été vidés et leur contenu a été séché pendant une semaine (à la température de la pièce) avant de mettre le tout au four pendant 24 heures (65 °C). Une fois secs, les sédiments ont été tamisés et groupés en 6 classes de diamètre : gravillons (2-4mm), sable très grossier (1-2 mm), sable grossier (0,5-1mm), sable moyen (0,25-0,5mm), sable fin (0,063- 0,25mm), argile et limon (<0,063mm) selon l'échelle Wentworth (Wentworth, 1922). Le gravier (>4mm) a été laissé de côté.

Nous avons déterminé la teneur en matière organique par incinération. Les échantillons ont été placés dans un four à moufle (500°C) pendant 3 heures. La perte de poids, après calcination, nous a donné une estimation du pourcentage de matière organique (équation 1).

$$1). \quad \% M.O. = \frac{\text{poids sol sec}(mg) - \text{poids sol incinéré}(mg)}{\text{poids sol sec}(mg)} \times 100\% \quad [1]$$

où M.O. : matière organique.

Analyses statistiques

Le test du χ^2 Pearson (tableau de corrélation) a été employé pour comparer la granulométrie (distribution entre les classes de sédiments) parmi les sites.

Le taux de sédimentation a été calculé en utilisant l'équation 2 :

$$\text{taux de déposition} = \frac{\text{masse}_{mg} \times 365_{\text{jours/an}}}{1000_{mg/kg} \times \text{jours déployés} \times (\pi \times 0.06m)^2} \quad [2]$$

où *masse* est la masse des sédiments collectés, $(\pi \times 0.06m)$ représente la surface de l'ouverture du Sédibac™ et le taux de sédimentation est en $kg/m^2/année$.

Ni la teneur en matière organique ni les taux de sédimentation n'étaient distribués selon une loi normale, (test de Shapiro-Wilk, $p < 0,05$) la comparaison a donc été entre les sites a été faite à l'aide du test non paramétrique de Kruskal-Wallis. Les comparaisons *a posteriori* entre paires de stations ont été faites à l'aide du test de Mann-Whitney. Nous avons utilisé un niveau de signification de 0,05.

2.2.3 Résultats

Soixante-deux des 84 Sédibacs™ ont été récupérés (tableau 4-1 et 4-2). En premier lieu, il fallait s'assurer que les Sédibacs™ ne deviennent pas saturés lors de leur installation. Les résultats de l'étude au Site 3 démontrent que les trappes ne se remplissent pas complètement et que le poids des sédiments continue à fluctuer tout au long de la période de mesure (figure 4-3).

La distribution des classes de sédiments (la granulométrie) diffère entre les sites exploités et le site de référence (Pearson χ^2 , $p=0,004$) (figure 4-4 et 4-5). Le sable moyen domine dans les sites perturbés (42% de la masse totale) suivi des sables fins (22%) et des sables grossiers (18%). Le site de référence montre une granulométrie plus uniforme, avec une légère prédominance des catégories sable moyen et sable fins.

Les taux de sédimentation médians ont varié entre 1,33 et 67 kg/m²/an aux différents sites exploités (tableau 4-4). Le taux de sédimentation médian de tous les sites exploités était de 19,42 kg/m²/an comparé à 4,07 kg/m²/an au site de référence. Au printemps 2003 et en automne 2003, le site 5 a enregistré le taux de sédimentation le plus élevé. Inversement, en 2004, le site 5 a enregistré le taux le plus bas.

Le pourcentage médian de matière organique dans les sédiments déposés était 4,39% au site exploité comparativement à 22,64% au site de référence (tableau 4-5). Des différences significatives entre les sites ont été remarquées en automne 2003 et en 2004. Durant cette période, la teneur en matière organique des sédiments déposés au site de

référence a été significativement supérieure à celle des sites exploités, à l'exception du site 4 en automne 2003 et du site 3 en 2004 (tableau 4-6 et figures 4-9 à 4-11). La plus haute teneur en matière organique s'est trouvée dans le sable très grossier au site de référence en automne 2003 et 2004 (25,10% et 67,64% respectivement). Le site de référence n'avait pas de trappes à sédiments en printemps 2003 (tableau 4-6).

L'automne 2003 fut la période d'échantillonnage le plus homogène par rapport aux jours de mesures et de précipitations. Les taux de sédimentation ont été plus importants durant les périodes de mesures courtes (4 mois) comparativement à la période de 8 mois en 2004. Nous supposons qu'un événement hydrologique important à l'automne 2004 a pu vider les SédibacsTM avant qu'ils aient été retirés à la fin de novembre.

2.2.4 Discussion et conclusions du rapport technique

Dans cette première étude canadienne du taux de sédimentation en aval des tourbières exploitées et naturelles, nous avons démontré que les trappes à sédiments SédibacsTM ont donné des résultats fiables. La variation de poids parmi les trappes pourrait être une conséquence de leur emplacement dans de différentes conditions hydrauliques (fosses, radiers et plats).

La granulométrie a été significativement différente entre les sites perturbés et le site de référence. Aux sites perturbés, le sable moyen, le sable fin et le sable grossier ont formé 82% de la masse totale des sédiments déposés (figure 4-4). Les mêmes catégories de grandeur au site de référence ont formé 59% de la masse totale (figure 4-5). Wood et Armitage (1997) ont noté que les particules de sables moyens (0,2 – 0,5 mm) sont plus

facilement entraînées dans la colonne d'eau et transportées en aval que les particules de tailles plus grandes ou plus petites.

Dans l'ensemble, le site de référence (site 1) avait un taux de sédimentation inférieur aux autres sites. Au chapitre 3, nous avons aussi trouvé que les concentrations de sédiments en suspension (CSS) étaient nettement inférieures au site 1. Notre étude corrobore celle de Barton (1977) qui a trouvé que le taux de sédimentation varie proportionnellement avec les CSS.

Etant situé directement dans le ruisseau Malpec, il était plus plausible de retrouver un bon habitat de poisson au site 3. En 2003 et en 2004 le taux de sédimentation était relativement élevé (34,47 et 11,53 kg/m²/an respectivement) à ce site. Les résultats de site 3 démontrent que les taux de sédimentation peuvent rester élevés plusieurs centaines de mètres en aval d'une tourbière exploitée. Ouellette *et al.* (2006) confirment cette hypothèse. En effet, ils ont trouvé un grand dépôt de tourbe à la confluence du ruisseau Malpec et du ruisseau Mill, 1 km en aval de la tourbière.

Comme il a été expliqué auparavant, le sable moyen, le sable fin et le sable grossier ont formé la grande majorité de la masse totale des sédiments déposés mais le contenu en matière organique se trouve principalement dans les catégories de sédiment non mentionnées (gravillons, sable très grossier, argile et limon). Conséquemment, le contenu en matière organique a une masse relativement petite. Nous posons l'hypothèse, confirmée par d'autres études (Ouellette *et al.*, 2006), qu'en raison de la taille et de la

faible densité de la matière organique, celle-ci se dépose plus en aval, dans des zones de faible hydraulité.

Les sources principales de sédiments incluent : l'érosion des canaux de drainage et des berges (argiles, sable), l'érosion de la surface exploitée causée par la pluie et le dépôt de particules de tourbes dans les canaux de drainage lorsqu'elles sont mobilisées par les aspirateurs utilisés pour la récolte (Gemtec Ltd., 1994; Kløve, 1997).

Pour combler les lacunes des connaissances sur la sédimentation en aval des tourbières, d'autres études seront nécessaires. Les études futures devront inclure un plus grand nombre de répliqués à chaque site et un plus grand nombre de sites de référence. Il serait intéressant aussi de considérer l'installation de trappes à sédiments à diverses distances en aval du bassin de sédimentation (i.e. 10 m, 100 m, 1000 m et 2000 m) afin d'évaluer la variation du taux de sédimentation en fonction de la distance de la source de sédiments. L'utilisation des trappes à sédiments devra être combinée avec la récolte de toute la matrice des sédiments du substrat (macrostructure).

CHAPITRE 3.

ÉTUDE EXPLORATOIRE DES CONCENTRATIONS DE SOLIDES EN SUSPENSION EN AVAL DES TOURBIÈRES EXPLOITÉES

EXPLORATORY STUDY OF SUSPENDED SEDIMENT CONCENTRATIONS
DOWNSTREAM OF HARVESTED PEAT BOGS

By

Bronwyn Pavey^{1*}

André Saint-Hilaire¹

Simon Courtenay²

Taha Ouarda¹

Bernard Bobée¹

¹Chair in statistical hydrology, INRS-ETE, 490 rue de la Couronne, Quebec City,
Quebec, Canada, G1K 9A9
Tel. (418) 654.3113 Fax. (418) 654.2600
bronwynpavey@hotmail.com; andre_saint-hilaire@ete.inrs.ca; taha_ouarda@ete.inrs.ca ;
bernard_bobee@ete.inrs.ca

²Fisheries and Oceans Canada at the Canadian Rivers Institute. Department of Biology,
University of New Brunswick, Bag Service #45111, 10 Bailey Drive, Fredericton, New
Brunswick, Canada, E3B 6E1
Tel. (506) 452.6212 Fax: (506) 453.3583
courtens@unb.ca

* indicates corresponding author

Submitted to *Environmental Monitoring and Assessment*

8 August 2006

ABSTRACT

Peat bog harvesting is an important industry in many countries, including Canada. To harvest peat, bogs are drained and drainage water is evacuated towards neighboring rivers, estuaries or coastal waters. High suspended sediment concentrations (SSC) were found in the drainage water at one particular site during the 2001-2002 Spring seasons in New Brunswick (Canada). The main objective of this study was to verify this observation at other sites, compare SSC levels leaving harvested peat bogs with those leaving an unharvested bog, and to determine if high SSC events happen only in Spring or all year round. Suspended sediment concentrations were monitored downstream of three harvested peat bogs and an unharvested reference bog located in New Brunswick during the ice free seasons of 2003-2004. On average, SSC at the harvested sites exceeded 25 mg/L, which is the recommended daily maximum concentration, 72% of the time, while the same concentration was exceeded 30% of the time at the unharvested, reference sites. SSC were found to be significantly higher at harvested sites than at the reference sites for all seasons. The highest SSC medians were recorded in the Fall but SSC was elevated in all seasons. High SSC levels in receiving waters may be caused by field ditching activities and insufficient sediment controls. Findings suggest the NB Peat Harvesting 25 mg/L SSC guideline should be reviewed.

KEY TERMS: Drainage; Harvesting; Peat Bogs; Sedimentation Ponds; Suspended Sediment

1.0 INTRODUCTION

Peatlands ecosystems are widespread in the Northern Hemisphere. In Canada, peatlands cover 11 percent of the country's surface area (approximately 113 million hectares) and comprise over 75% of Canada's 148 million hectares of wetland area. The primary vegetation in ombrotrophic (rain-fed) peat bogs is sphagnum moss, a product that is commercially extracted and sold due to its water retention capacity, desirable in the horticultural industry. Canada is the largest producer of horticultural peat in the world. In 2003 and 2004, peat shipments from the province of New Brunswick (NB), which produces approximately 30% of Canadian peat, were valued at \$CDN 95 million and \$CDN 103 million respectively (Thibault, 2006).

Modern peat harvesting is performed using industrial vacuums which require that the top layer of peat be dry. Drainage ditches are dug around and through the prospective harvesting area. As a result, the water level in the bog decreases and drainage water is evacuated via this network of ditches to a neighboring water body (stream, river or coastal area). In many instances, water is first routed through a sedimentation pond prior to its release into a nearby water course. These ponds are designed for the purpose of retaining peat and clay particles suspended in the drainage water.

Peat mining can cause changes in both the quantity and quality of runoff water (Selin and Koskinen, 1988; Heikkinen, 1990; Ihme *et al.*, 1991; Kløve, 2000). Direct environmental effects of peat bog harvesting may include: changes to the quality and quantity of

drainage water; irreversible changes to the structure of the peat bog, leading to diminished storage capacity and leaching of organic matter and nutrients (Gregory *et al.* 1984; Johansson and Olofsson, 1985; Olsson, 1985; Schlotzhauer and Price, 1999; Kløve, 2000; Bragg and Tallis, 2001).

Regulations associated with peat mining vary by jurisdiction. In New Brunswick, the provincial guidelines recommend the use of sedimentation ponds and stipulate that suspended sediment concentrations downstream of the ponds should not exceed 25 mg/L (Thibault, 2001). Some of the older harvesting operations retrofitted their drainage system with sedimentation ponds after the guidelines were promulgated in the early 1990s.

One such peat operation, located in the southeastern part of the province was the site of an important study initiated in 1994, after a large peat deposit was observed, in an estuarine tributary of the Richibucto River named Mill Creek. During the first nine years of harvesting (1985-1994), drainage water from this site emptied directly into Malpec Brook, which drains into Mill Creek. The peat deposit covered a surface area of 0.9 - 1.0 ha and was exposed at low tide, with thickness exceeding 500 cm in many points (MGI Limited 1994; Brylinsky 1995). It was rapidly concluded that the peat originated from a peat harvesting site draining into Malpec Brook (MGI Limited 1994).

This finding triggered an environmental study of Mill Creek by Ouellette *et al.* (1997). They found that, in spite of sedimentation pond installation in 1994, peat was still

accumulating in Mill Creek. Ouellette *et al.* (2006) found that the proportion of surficial sediment having peat in it increased from 35% 1997 to 76% in 1999.

A second study was conducted in Spring 2001 and 2002, to quantify the Suspended Solid Concentrations (SSC), in Malpec Brook and in the drainage ditches located downstream of the sedimentation ponds. This study focused solely on the Spring season because SSC were hypothesized to be highest immediately after the Spring snowmelt. Two turbidity monitors were deployed to continuously monitor SSC during the Spring seasons of 2001 and 2002. St-Hilaire *et al.* (2006) found that the 25 mg/L provincial guideline was exceeded 53.6% of the time in 2001 and 86.0% of the time in 2002 at their upstream site, located 50 m downstream of the sedimentation pond.

Questions remaining after these two studies include the following: Are the high SSC events found by St-Hilaire *et al.* (2006) specific to the Malpec location or are high suspended concentrations observed in other harvested bogs?; Is high SSC simply related to the Spring flood or can we observe this problem year-round? Lastly, what SSC levels would be observed in an unperturbed system (i.e. what levels of SSC are observed downstream of unharvested bogs?).

The present study was designed to answer those questions. Its main objective was to compare SSC levels at three harvested bogs and one unharvested, reference bog. In addition, harvested sites were compared with each other to determine if operational or

physical differences influence suspended sediment concentrations. The specific objectives of this study were to:

- (4) Determine the magnitude and variability of suspended sediment concentration emanating from 3 separate harvested bogs and compare them to the SSC exiting an unharvested reference site;
- (5) Determine how often and when the NB Peat Harvesting 25 mg/L SSC guideline is exceeded;
- (6) Compare harvested sites and determine which variables (meteorological, hydrometric or operational) may explain the observed exceedances.

2.0 STUDY SITE AND METHODS

2.1 Study Site

To achieve these objectives, turbidity was monitored continually at 5 sites in the central and eastern part of the province of New Brunswick (Canada) during 2003 and 2004 (Figure 3-1). The climate of New Brunswick is classified as mid-latitude continental with a yearly temperature range of 31°C (Phillips, 1990). The 65-year mean total annual precipitation in the area is 817.5 mm, with nearly a third falling as snow.

Sites 1a and 1b, located in Kouchibouguac National Park, served as unharvested reference sites. Site 2 and 3 were located downstream of a harvested bog in the St. Charles Plain located a few kilometers north of Rexton and correspond to the study sites used by St-Hilaire *et al.* (2006). Sites 4 and 5 were located approximately 70 km west of Sites 2 and 3, near Rogersville on two separate harvested bogs.

Site 1a was located on an unnamed bog that partly drained into a forested area near Black River. In October 2003, a new reference site, Site 1b, was selected. The sensor was placed in a narrow stream exiting Rankin Bog towards Black River. Site 1b was selected because it is more similar in size and drainage pattern to the harvested sites (Table 3-1). Data from Site 1a were used for Spring 2003 and data from Site 1b were used for Fall 2003 and 2004.

Sites 2 and 3 were located downstream of the harvested bog on the St. Charles Plain, a 19.3 km² wetland. Peat has been extracted since 1985, the longest operating period of the sites studied. More specifically, Site 2 was located in Malpec Brook at the downstream confluence of the drainage system that combines the discharge from three sedimentation ponds. Site 3 was located 500 m downstream of Site 2 in Malpec Brook. This was the only site that permitted the installation of two stations. At Site 4, a major beaver dam located near the confluence of the drainage ditch and the stream precluded accurate SSC sampling and Site 5 was located in a long drainage ditch that flowed into a roadside ditch prior to emptying into a nearby river.

Site 4 was located on a 202 ha peat bog of which 82 ha was being harvested. Site 5 was located on a second bog near Rogersville, with an area of 360 ha, of which 199 ha was being harvested. The equipment at both Site 4 and Site 5 was located 50 m downstream of the sedimentation pond. At Site 5, the sedimentation pond was enlarged from 2160 m³ during the Summer 2003 to its current size of 6048 m³. Table 3-1 summarizes the characteristics of each monitoring site in more detail.

2.2 Field Methods

One Optical backscatterometer (OBS-3; D&A Instruments, Port Townsend, WA), also called a nephelometer, was deployed at each site to continuously monitor turbidity from early Spring (mid-April), just prior to snowmelt, until late Fall (late November or early December, Table 2). Turbidity is an indirect measurement of SSC that depends on the optical properties of substances that cause light to be scattered and absorbed rather than transmitted in straight lines through water (Wetzel, 1975). Specifically, the OBS-3 measures the deflection of incident radiation from particles scattered between 90° -180° angles (back scattering) from a beam axis. Each OBS-3 was mounted on a purpose-built metal cage anchored to the stream bed that positioned the OBS-3 in the middle of the water column and prevented it from moving during high flow events. The instruments and dataloggers were powered by a 12 V battery receiving power from a south facing solar panel or two 6V batteries in series housed in a weather-resistant box. Dataloggers (Campbell Scientific CR510 or CR10) recorded a voltage proportional to turbidity. The probes were set at 15s scanning intervals with five minute, hourly and daily averages (in millivolts) outputted to the attached datalogger. The voltages were then converted to SSC (mgL^{-1}) using calibration curves described below. Deployment periods are summarized in Table 3-2.

Site visits were made weekly during which data were downloaded, probes were checked and cleaned. Biological fouling and occlusion of the OBS optical plate were recorded. Occlusion can be the most serious limitation of a nephelometer. The presence of dirt and bubbles on the walls or windows of the sample cells can produce substantial amounts of

scattered light, which may result in erroneous positively-biased readings, especially in the lower measurement range. Site visits were charted with SSC measurements and if SSC dropped shortly after the field visit (during which the OBS was cleaned), the preceding high SSC days were considered erroneous. Data affected by this type of fouling were eliminated from the data set. In 2004, 18 of 227 days at Site 5 were eliminated as a result of fouling. In other cases, data were not included in the analysis due to equipment failure or dry conditions which lowered the water level below that of the OBS. Equipment failure and fouling resulted in a limited (59 days) quantity of useful data at Site 1b in 2004 (Table 3-3).

OBS sensor response depends on grain size, sediment type, water colour, light source and optical geometry (Lewis 1996). *In situ* calibration was necessary due to the unique sediment and water characteristics found at each site. To obtain SSC from the voltage readings, each OBS was calibrated by mixing a volume of ditch or brook water with a quantity of stream-bottom sediment (composed primarily of fine sand and clay particles with some peat) in a 20 L bucket. For a given concentration, a voltage reading was obtained from the OBS and 5 1-Litre grab samples were collected for each reading. The amount of sediment in the bucket was increased incrementally to cover the observed range of voltage readings. Overall 128 samples were used to establish the calibration curves ($n = 18, 32, 24, 31, 23$ points for Sites 1,2,3,4 and 5 respectively).

In the laboratory, each 1L sample was filtered through a Whatman GF/C 100 mm filter paper (1.2 μm pore size). The filtrate was oven-dried at 70°C for 24 hours and then

weighed. The net weight was divided by the filtered volume (usually 1 L, except for very high concentrations where a smaller volume >200 mL was used) to obtain SSC in milligrams per litre.

Daily precipitation and air temperature data for the study period were obtained from Environment Canada meteorological stations (http://www.climate.weather-office.ec.gc.ca/prods_servs/cdcd_iso_e.html, see Figure 3-1 for locations). Stations used were: Kouchibouguac CS (station 8102328, 46°46'N, 65°0'W) for Site 1; Rexton (station 8104400, lat 45°40'N, long 64°52'W) for Sites 2 and 3; and Miramichi A (station 8101000, 47°0'N, 65°28'W) for Site 4 and 5.

Instantaneous discharge measurements were taken during each visit except when prohibited by shallow water conditions (less than 3 cm). Velocity was measured at regular intervals (10 to 20 cm) across the stream section using a Marsh McBirney electromagnetic flow meter (Flo-Mate model 2000). Stream depth and distance across the section were also recorded at each interval using a meter stick (± 0.005 m). Discharge was then calculated by multiplying the measured velocity of the stream or canal, in m/s , by the section area (m^2).

2.3 Statistical Analysis

2.3.1 Calibration

DC voltage output from each OBS-3 were related to measured SSC from the associated samples using a geometric power function of the form:

$$SSC = e^a(V + b)^c \quad (1)$$

Where, a , b and c are the estimated coefficients and V is the recorded Voltage signal (mV). An example of Equation (1) fitted to the samples taken at Site 5 is given in Figure 3-2. Table 3-4 lists the coefficients used for each site. Calibration uncertainty is quantified using 95% confidence intervals. For instance, a 0.041V OBS reading located at Site 5 would correspond to a SSC of 1089.1 ± 127.6 mg/L.

Because discharge time series data were unavailable for the study sites, discharges were estimated from the relationships of the instantaneous discharges measured during site visits to daily discharges at the closest hydrometric stations. For Sites 2 and 3, discharge data were transferred from the only hydrometric station located within the Richibucto drainage basin (station 01BS001, Coal Branch at Beersville, Environment Canada) using a linear regression between instantaneous discharge measurements taken at Site 3 and daily discharge at station 01BS002. Based on 43 points, a statistically significant ($F=127.28$, $p<0.0001$) regression with a coefficient of determination (R^2) of 0.80 was obtained (Figure 3-3).

Site 1 did not correlate to any nearby hydrometric station thus discharge data were not used. The lack of correlation may be related to drainage from unaltered ombrotrophic bogs that are not synchronized with flood events that occur in watersheds with little wetland cover (Holden and Burt, 2002).

For Sites 4 and 5, discharge was transferred from station 01AP002 (Canaan River, Environment Canada). Twenty instantaneous flow measurements were used to establish

the regression at Site 4 ($R^2 = 0.69$; Figure 3-4). Site 5 regression was based on 31 points with a resulting R^2 of 0.83 (Figure 3-5). Despite the relatively low number of instantaneous discharge measurements at sites 4 and 5, the regressions were found to be statistically significant ($F= 40.737$ and $F=96.264$, $p<0.0001$ respectively). As always when applying a linear regression, extrapolation of Figures 3-3, 3-4 and 3-5 should be done with caution, as there is no guarantee that the relationship remains linear for higher flows.

2.3.2 Examining Threshold Exceedances

As mentioned, the NB SSC harvesting guideline of 25 mg/L was used as a threshold and the numbers of days for which this threshold was exceeded were compared for harvested and reference sites. Higher thresholds (50, 100, 150, 200, 300, 500, 1000 and 2000 mg/L) were also of interest because these concentrations can harm or stress local fish such as brook trout (*Salvelinus fontinalis*), white perch (*Morone americana*) and striped bass (*Morone saxatilis*) (St-Hilaire *et al.*, 2006). The number of exceedances of each threshold was calculated using daily means. Only days during which data were collected at all sites were used. Percent exceedance was calculated using equation (2):

$$\% \text{ Exceedance} = \frac{\# \text{ days threshold exceeded} \times 100}{n} \quad (2)$$

Where n is the total number of days during which data were collected at all 5 sites in the 2003-2004 period. To determine whether the level of exceedance at the reference site was significantly different from those at the harvested sites, a 95% confidence interval was calculated for the mean percent exceedance of all harvested sites. This confidence

interval was calculated using a bootstrap resampling method with 1000 pseudo-samples (Efron, 1979).

2.3.3 Site Comparisons

SSC time series were tested for normality using the Shapiro-Wilks test. The variable SSC was non-normally distributed ($W=0.446-0.857$, $p<0.001$) at all sites even when log-transformed. Kruskal-Wallis analyses of variance were therefore used to conduct inter-site comparisons for each year and per season. Post hoc comparisons with the reference site were made with the Mann-Whitney U test (Zar, 1999). A significance level of 0.05 was used. The same approach was used to compare SSC values between the harvested sites and compare seasonal differences between combined SSC at the harvested sites. Seasons were defined as: Spring, March 20-June 20; Summer, June 21-September 22; Fall, September 23-December 21.

3.0 RESULTS

3.1 Threshold Exceedance

Figure 3-6 shows the percentage of days that the environmentally-relevant SSC thresholds were exceeded. The data presented were calculated using 56 days during which data were collected at all sites in 2003 and 2004. The percentage of exceedance at the unharvested site (1) was less than 30% for the lowest threshold (25 mg/L), while the average exceedance for three harvested sites (2, 4, 5) was 71%. The dotted lines indicate the upper and lower 95% confidence intervals of the SSC mean of the four harvested sites. The percentage of time that each threshold was exceeded at the reference site was below the lower confidence interval for the harvested sites in all cases. Threshold

exceedances were also plotted for each site individually with similar results (not shown). Figure 3-6 illustrates only the combined threshold exceedances for the harvested sites.

3.2 Comparison between harvested sites and the reference site

In Spring 2003, only three sites were successfully monitored: the unharvested site (1) and harvested sites 3 and 5 (Table 3-3). SSC medians were significantly different among sites (Table 3-5). Median SSC in waters leaving harvested bog Site 5, but not Site 3, was significantly greater than the reference site (Table 3-5, Figure 3-7). Site 3 was located 500 m downstream from Site 2 in a brook and not directly downstream of the sedimentation pond(s) as with all other sites.

In Fall 2003, Sites 1, 4 and 5 were monitored. Both harvested sites had significantly higher SSC medians than the reference site (Table 3-5 and Figure 3-8). It should be noted however that, although the Site 4 SSC median was significantly greater than the reference site (Table 3-5), Fall 2003 was the only season during which a harvested site had a median below 25 mg/L (Table 3-5).

In Spring 2004, all harvested sites (Sites 2, 4, 5) had significantly higher SSC medians than the reference site (Table 3-5 and Figure 3-9). The sample size at the reference site ($n=16$) was not large enough in Summer 2004 to compare SSC medians with the harvested sites. In Fall 2004, no data were collected at the reference site (Table 3-3).

3.3 Comparison between harvested sites

In 2004, it was possible to compare all harvested sites, as they shared more than 20 concomitant sampling days. Site 2 had the highest SSC median in all seasons of 2004 (Table 6). All sites were set-up in drainage ditches except for Site 3. Removing Site 3 from the analysis, the order of SSC medians at the harvested sites is always as follows from highest to lowest: Site 2 > Site 4 > Site 5 (Table 6, Figures 10-12).

At no time during the ice-free sampling period in 2004 did the seasonal median at any of the harvested sites measure below the NB peat harvesting SSC guideline of 25 mg/L. The 95th percentile, taken as a measure of an extreme event, exceeded 1200 mg/L at 2 of 4 harvested sites during every 2004 season.

3.4 Comparison of SSC at harvested sites (2,4,5) across seasons in 2004

Suspended sediment concentration data collected in 2004 were pooled across sites and compared between seasons. The average median of all 3 harvested sites combined was highest in the Fall (511.75 mg/L) compared to 294.8 mg/L in the Spring and 291.6 mg/L in the Summer (Table 3-7).

3.5 Precipitation and Flow Data

Since heavy rain events and high discharge periods were hypothesized to cause increased SSC, we compared hydro-meteorological conditions between sites. Total seasonal precipitation was quite similar between sites (Tables 3-5 and 3-6). Intersite precipitation differences were less than 25 mm for given seasons, with two exceptions. During Spring

2004 Site 2/3 received 86 mm of rain while the reference site (Site 1) received only 42.1 mm and the sites located near Rogersville (Sites 4 and 5) received 55.5 mm (Table 3-5). Also, important differences were observed during Fall 2004, during which Sites 2 and 3 received nearly twice as much rain as Sites 4 and 5. Tables 3-5 and 3-6 show that median SSC does not correlate with total precipitation at the harvested sites. For instance, in the Fall of 2004, Sites 4 and 5, which are located less than 20 km apart, received the same amount of rain. Yet, the SSC median at Site 4 (431 mg/L) was more than five times greater than the median at Site 5 (84 mg/L) (Table 3-6).

Mean and maximum seasonal specific discharge (i.e. discharge value divided by drained area) is also reported in Tables 3-5 and 3-6. The same value is reported for Sites 2 and 3 since they are separated by a relatively short distance and there is less than 10% difference in drained area between the two sites. The highest mean discharge values are those reported for the Spring season during which discharge is dominated by snowmelt whereas flow events during Summer and Fall are triggered by rain events. Again, it can be seen that the highest median SSC do not necessarily correspond to the highest mean or maximum specific discharge. For instance, during Spring 2004, the highest mean (0.436 L/s/ha) and maximum (3.483 L/s/ha) specific discharge were found at Site 4, which had a median SSC of 172.9 mg/L (Table 3-6). Site 2 had a higher SSC median (775.63 mg/L) with a mean specific discharge of only 0.282 L/s/ha.

4.0 DISCUSSION

This study found that harvested peat moss bogs regularly exceed the 25 mg/L guideline for SSC in drainage water. Figure 3-6 illustrates two important points: (1) The NB provincial guideline for SSC in waters draining peat bogs (25 mg/L) is exceeded 30% of the time at the unharvested reference sites which may indicate that the current guideline is unrealistically low; and (2) Overall, harvested bogs produce significantly higher SSC than the reference site and this holds true for any SSC threshold below 1 g/L.

Intersite comparisons carried out by season showed that harvested sites had significantly higher medians than the reference site. The only exception occurred during Spring 2003 when Site 1 and Site 3 were not significantly different. Site 3 was located 1000 m downstream from the sedimentation pond. Possibly, sediment settled somewhere in the 1 km upstream of Site 3. Figure 3-7 shows, however, that the number of SSC values >25 mg/L was still greater at Site 3 than at Site 1.

When comparing between harvested sites in 2004, the results can be explained, in part, by the ratio of drainage area to sedimentation pond size (Table 3-1). In all cases, a higher ratio of drainage area to pond size was associated with a higher SSC median (i.e., Site 2/3 > 4 > 5). A larger pond may increase the retention time thus allowing particles more time to settle out. Further study of sediment retention bassins and structures within the Canadian context is needed.

Other factors that may explain SSC differences between sites include the number of years of harvest. On older harvested sites, the surface soil has been compacted and lowered. Older peat operations such as Site 2 (>20 years of operation) cultivate deeper, more highly decomposed peat layers that are more friable (Paivanen, 1973). This could lead to easier dislodgement of particles when hit by precipitation or moved by the wind. This logic, however, would predict that Site 4, harvested for 2 years at the time of sampling, would have lower SSC levels than Site 5 which had been harvested for 10 years and this was not the case.

In New Brunswick, peat is harvested using industrial vacuums that compact surficial peat and likely modify its cohesive structure (Kløve and Bengtsson, 1999). Our results showed that differences in SSC medians in the Summer do not seem to be related to the number of peat collection days. In both 2003 and 2004, Sites 4 and 5 had a higher number of harvesting days when compared to Site 2 (Table 3-1). However, Site 2 systematically had higher SSC medians than Sites 4 and 5 (Table 3-5 and 3-6).

Another operational factor that may influence SSC is pond cleaning. New Brunswick guidelines stipulate that sedimentation ponds must be emptied of deposited sediments periodically so that peat accumulation does not exceed 50% and preferably 25% of the total bassin volume (Thibault, 2001). In Summer 2004, ponds at Sites 4 and 5 were cleaned on June 29th whereas at Site 2, the ponds were cleaned in Spring on May 20th. Temporal proximity to pond cleaning, in this case, may partly explain Summer SSC results (i.e. the ponds at Site 2 were fuller when the summer (June 21-September 22) SSC

readings were taken). Conversely, Ihme *et al.* (1991) found that dredging of sedimentation ponds actually increased the leaching of SSC as the bottom is disrupted during the cleaning process. Variations in hydrological, meteorological, pond and site characteristics evidently complicate analysis. Once again, further study of pond efficiency and cleaning techniques in a Canadian context is warranted. To distinguish among so many potential influences on SSC discharge, many sites would need to be studied.

Interseasonal comparisons are also of interest. The combined median for 3 harvested sites (2,4,5) was highest in the Fall (511.75 mg/L) suggesting that it is the worst season for suspended sediment flushing (Table 3-7). This is contrary to St-Hilaire *et al.* (2006) who focused solely on the Spring season because they hypothesized that the Spring flood would cause the highest suspended sediment concentrations. Other studies surveyed report that the highest SSC do occur in Spring (Clausen, 1981; Kolesin and Yanushevskiy, 1985; Gemtec Ltd., 1993).

The present study confirmed, however, that the highest specific mean discharges and specific maximum discharges did occur in the Spring (Table 5) as expected. There may be several reasons why SSC values were higher in the Fall: (1) Fall is the usual season of ditch maintenance, an operation known to produce elevated SSC (Ihme *et al.*, 1991; GEMTEC Ltd, 1993; Joensuu, 2002) ; (2) a dry and desiccated upper peat layer following the Summer dry season; and (3) increased precipitation leading to larger runoffs: Tables 5 and 6 show that total precipitation was generally higher in Fall 2003 and Fall 2004 than

in other seasons, except for Sites 4 and 5 in 2004. St-Hilaire *et al.* (2006) found a statistically significant relationship between the probability of SSC exceeding 500 mg/L and precipitation during the Spring season. However, the relationship between precipitation and SSC was not clearly established in the current study.

Recalling that median SSC instead of mean SSC were used throughout our comparative study because SSC data were not normally distributed, it is difficult to assess our results against other studies that have used mean values. In order to do so, a mean SSC value for the harvested sites was calculated and was found to be 485.70 mg/L for the period surveyed (2003-2004). Using grab samples ($n=1185$), Joensuu (1999) found that SSC in drainage waters exiting sedimentation ponds had monthly averages between 204.6 mg/L in April and 51.3 mg/L in September during the first year of harvest. The grab samples were collected at exit of the sedimentation ponds, approximately the same location as the OBS in our study, in 37 catchments with peat mining areas in Finland. Conversely, the 31 control areas (unharvested) had monthly averages that varied from a high of 9.63 mg/L in July to a low of 2.11 mg/L in October ($n=1626$). We found the mean SSC at our control sites to be 10.74 mg/L, within range of previously reported values (Clausen, 1981; Clausen and Brooks, 1983; Panu, 1989, Joensuu, 1999).

5.0 CONCLUSION

A study of SSC downstream of harvested and unharvested peat bogs has revealed significantly higher amounts of suspended sediment are leaving harvested peat bogs. We found that SSC levels at the harvested sites were high all year round with the highest

overall SSC occurring in Fall. It appears that field ditching and insufficient sediment controls contribute to the elevated SSC levels. The 25 mg/L NB guideline was exceeded 30% of the time at the unharvested site and 72% of the time at the harvested sites. This guideline may require review in light of these new findings. As stated in the introduction, peat harvesting is a multi-million dollar industry in Canada. While currently harvested bogs are being depleted, new bogs will be drained and harvested. Hence, opportunities for future studies exist and should include alternate pond designs, other mitigation techniques such as buffer strips and monitoring of unharvested bogs to provide a more comprehensive understanding of natural peat bog dynamics and potential impacts of harvesting on aquatic habitat.

6.0 ACKNOWLEDGEMENTS

The following individuals provided technical support for this study: Monica Boudreau, Stephan Leblanc and Marie-Hélène Thériault. Financial support was graciously provided by the National Science and Engineering Research Council (NSERC-IPS1) and Premier Horticulture Ltd. Special thanks to Andrew Boghen and Chantale Dubé for logistic support.

7.0 REFERENCES

- Bragg, O.M. and J.H. Tallis. 2001. The sensitivity of peat-covered upland landscapes. *Catena* 42: 345-360
- Brylinsky, M. 1995. Evaluation of the impact of peat moss deposits at Mill Creek, New Brunswick. *Publication of the Acadia Center for Estuarine Research*, Acadia University. (Wolfville, Nova Scotia, Canada) 12 pp.
- Clausen, J. C. 1981. *The Quality of Runoff from Natural and Disturbed Minnesota Peatlands*. (Paper presented at the Sixth International Peat Congress, Duluth)
- Clausen, J.C. and K.N. Brooks. 1983. Quality of runoff from Minnesota peatlands: I. A characterization. *Water Resources Bulletin* 19 (5): 763-772
- Efron, B. 1979. Bootstrap methods: another look at the jackknife. *Ann. Statist.* 7: 1-26
- GEMTEC Limited. 1993. *Design, installation and monitoring of siltation ponds, Peat Bog 567, Lamèque Island, New Brunswick*. New Brunswick Ministry of Natural Resources and Energy, Fredericton, N.B. Open File, 93-4, 87pp
- Gregory, J.D., R.W. Skaggs, R.G. Broadhead, R.H. Culbreath, J.R. Bailey and T.L. Foutz. 1984. *Hydrologic and Water Quality Impacts of Peat Mining in North Carolina*. Report No. 214. Retrieved May 08, 2001, from <http://www2.ncsu.edu/ncsu/wri/reports/report214.html>
- Heikkinen, K. 1990. Transport of organic and inorganic matter in river, brook and peat mining water in the drainage basin of the River Kiiminkijoki. *Aqua Fennica* 20 (2): 143-155
- Holden, J. and T. P. Burt, 2002. Infiltration, runoff and sediment production in blanket peat catchments: implications of field rainfall simulation experiments. *Hydrological Processes* 16: 2537-2557
- Ihme, R., K. Keikkinen and E. Lasko. 1991. The use of overland flow for the purification of runoff water from peat mining areas. *National Boards of Waters and Environment Report No. 9*, 48 pp.
- Joensuu, S. 2002. Effects of ditch network maintenance and sedimentation ponds on export loads of suspended solids and nutrients from peatland forests. Doctoral thesis, Finnish Forest Research Institute, Research Papers 868.
- Joensuu, S., E. Ahti, & M. Vuollekoski. 1999. The effects of peatland forest ditch maintenance on suspended solids in runoff. *Boreal Environment Research* 4: 343-355.

- Johansson, J.A. & Olofsson, H. 1985. *Drainage water quality of peat mining areas*. Peat and the Environment '85 International Peat Society Symposium, Jönköping, Sweden.
- Kløve B. 2000. Effect of peat harvesting on peat hydraulic properties and runoff generation. *Suo* 51(3): 121 -129
- Kløve, B. and L. Bengtsson. 1999. Runoff generation in a plough-drained cutover fen in Central Finland. *Journal of Hydrology* 218:, 157-168.
- Kolesin, V.N. and V.V. Yanushevskiy. 1985. *Peat deposits drainage and environment*. Peat and The Environment '85 International Peat Society Symposium, Jönköping, Sweden.
- Lewis, J. 1996. Turbidity-controlled suspended sediment sampling for runoff-event load estimation. *Water Resources Research* 32(7): 2299-2310.
- MGI Limited. 1994. *Assessment of remediation feasibility, unnamed tributary to Mill Creek, Rexton, NB*. Prepared for Malpec Peat Moss Ltd, Rexton, NB, Canada by: MGI Limited, Fredericton, NB, September 1994, 10 pp.
- Olsson, T. 1985. *Effects of mire drainage and peat extraction on benthic invertebrates and fish*. Peat and The Environment '85 International Peat Society Symposium, Jönköping, Sweden.
- Ouellette, C., A.D. Boghen., S.C. Courtenay, and A. St-Hilaire. 1997. Potential environmental impact of peat moss harvesting on the Richibucto River in New Brunswick. *Bull. Aquacul. Assoc. Canada*. 97-2: 81-83
- Ouellette, C., S.C. Courtenay, A. St-Hilaire and A.D. Boghen. 2006. Impact of peat moss released by a commercial harvesting operation into an estuarine environment on sand shrimp *Crangon septemspinosa*. *J. Applied Ichthyol.* 22(1): 15-24
- Paivanen, J. 1973. Hydraulic conductivity and water retention in peat soils. Report from the Faculty of Agriculture and Forestry of the University of Helsinki, Finland. *Acta Forestalia Fennic* 129: 1-70
- Panu, U.S. 1989. Hydrological assessment of peat mining operations in domed bogs: a case study. *Canadian Water Resources Journal* 14 (3): 54-65
- Phillips, D. 1990. *The Climates of Canada*. Downsview, ON: Canadian Government Publishing
- Schlotzhauer, S.M. and J. Price. 1999. Soil-water flow dynamics in a managed cutover peat field, Quebec: Field and laboratory investigations. *Water Resources Research* 35(12): 3675-3683

- Schuler, T.S. 2000. *Impact of suspended and deposited sediment*. The Practice of Watershed Protection: Article 14: 64-65
- Selin, P. and K. Koskinen. 1988. The sedimentation ponds as the water treatment system in the peat production areas and their effect on the water quality and plankton communities. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23: 1564-1571
- St-Hilaire, A., S.C. Courtenay, C. Diaz-Delgado, B.Pavey, T.B.M.J. Ouarda, A. Boghen and B. Bobée. 2006. Suspended sediment concentrations downstream of a harvested peat bog: analysis and preliminary modeling of exceedances using the logistic regression. *Canadian Water Resources Journal* 30(3): in press.
- 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 pp
- Thibault, J. 2006. *Peat Industry Review 2005*. New Brunswick Department of Natural Resources and Energy. Minerals and Energy Division. Bathurst, NB, 4 pp
- Wetzel, R.G. 1975. *Limnology*. Philadelphia: W.B. Saunders Company
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice-Hall

Table 3-1: Summary of Monitoring Site Characteristics

Site Characteristics	-----Unharvested-----		-----Harvested-----		
	Site 1a	Site 1b	Site 2, Site 3 ¹	Site 4	Site 5
GPS Coordinates	46.5046N, 64.5950W	46.81395N, 64.9391W	(2): 46.63881N, 64.91888W (3): 46.63718N, 64.91891W	46.71217N, 65.58912W	46.70453N, 65.41693W
Elevation (m)	9.4	16	(2): 28 (3): 13	16	88
Total Bog Area (ha)	83.76	204.1	366.6	202	360
Harvested/Cleared Area (ha)	0	0	232	82	199
Total area being drained into studied sedimentation ponds (ha)	41	100	175	52	105
Sedimentation pond volume (m ³)	na	na	5478 ²	2280	2160 ³ 6048 ⁴
Ratio: Drainage Area to Pond volume (m ² /m ³)	na	na	319	228	174 ⁵
Number of Harvest Years (in 2003)	0	0	23	2	10
Number of peat collection days (2003)	na	na	26	46	46
Number of peat collection days (2004)	na	na	43	60	60

¹ Site 3 is downstream from Site 2

² Combined volume of three ponds all draining into Sites 2 and 3

³ Size of pond in Spring 2003

⁴ Size of pond for remainder of study period, Fall 2003 and 2004

⁵ Larger pond size was used in calculation

na= not applicable

Table 3-2: Dates equipment was deployed and collected

	Season	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4	Site 5
Date Deployed	Spring 2003	22-Apr-03	17-Apr-03	17-Apr-03	No data	17-Apr-03
Date Collected	Spring 2003	20-Jun-03	20-Jun-03	20-Jun-03	No data	26-Jun-03
Date Deployed	Fall 2003	3-Oct-03	01-Oct-03	07-Nov-03	07-Oct-03	04-Oct-03
Date Collected	Fall 2003	26-Nov-03	26-Nov-03	26-Nov-03	01-Dec-03	18-Dec-03
Date Deployed	2004	21-Apr-04	14-Apr-04	15-Apr-04	16-Apr-04	16-Apr-04
Date Collected	2004	29-Sep-04	29-Nov-04	29-Nov-04	15-Nov-04	01-Dec-04

Table 3-3: Number of days with recorded SSC at each site in 2003 and 2004

	Site 1 (ref)	Site 2	Site 3	Site 4	Site 5
Spring 2003	60	0 ²	65	0	71
Fall 2003	49	0 ²	20	56	76
Spring 2004	36	69	49 ³	67	67
Summer 2004	23 ¹	58	80	93	93
Fall 2004	0 ²	63	67	54	67

¹only 16 days were concomitant with all harvested sites thus this season was not included in the comparative analysis

²erratic outputs, equipment failure

³only 21 concomitant with the reference site thus this site was not included in the comparative analysis.

Table 3-4: Table of calibration curve coefficients for each study site. R^2 and sample size (n) are also listed.

Site	n	R^2	a	b	c
1	19	0.937	10.9447	0	1.051
2	33	0.965	10.0962	0.038	1.057
3	24	0.988	11.6592	0	1.517
4	32	0.882	7.3607	0	0.901
5	24	0.988	10.538	0	1.1098

Table 3-5: Precipitation, Specific Mean Discharge, Specific Max Discharge, Median SSC, Mann-Whitney U results and Kruskal-Wallis results for all sites¹

Site	Precipitation ² (mm)	Specific Mean Q ² (L/s/ha)	Specific Max Q ² (L/s/ha)	Median SSC (mg/L)	MWU vs. Site 1	<i>p</i>
Spring 2003						
					$\chi^2 = 75.17, p < 0.001, n = 35$	
1	156.1	nd	nd	0	na	na
2	138.7	0.554	2.098	nd	nd	nd
3	138.7	0.554	2.098	0	6040.00	0.894
4	137.2	0.728	2.613	nd	nd	nd
5	137.2	1.03	2.299	213.19	0.00	p < 0.001
Fall 2003						
					$\chi^2 = 97.27, p < 0.001, n = 46$	
1	193.8	nd	nd	0	na	na
2	177.9	0.227	1.495	nd	nd	nd
3	177.9	0.227	1.495	nd	nd	nd
4	202.3	0.316	1.811	2.91	539.00	p < 0.001
5	202.3	0.419	2.626	81.53	9.00	p < 0.001
Spring 2004						
					$\chi^2 = 59.66, p < 0.001, n = 36$	
1	42.1	nd	nd	73.78	na	na
2	86.6	0.104	0.132	763.68	43.00	p < 0.001
3	86.6	0.104	0.132	nd	nd	nd
4	55.5	0.114	0.177	523.97	220.00	p < 0.001
5	55.5	0.057	0.074	228.02	260.00	p < 0.001

¹ Data used to conduct comparisons between the reference site (1) and the harvested sites (2-5)

² Based on concomitant days used for the Kruskal-Wallis and Mann-Whitney U analyses
 Note: Q= discharge, MWU= Mann-Whitney U, na= not applicable, nd= no data

Table 3-6: Precipitation, Specific Mean Discharge, Specific Max Discharge, Median SSC, Mann-Whitney U results and Kruskal-Wallis results based on 2004 Harvested Sites (2-5) data only

Site	Precipitation ¹ (mm)	Specific Mean Q ¹ (L/s/ha)	Specific Max Q ¹ (L/s/ha)	Median SSC (mg/L)	MWU vs. 2	<i>p</i>	MWU vs. 3	<i>p</i>	MWU vs. 4	<i>p</i>
Spring 2004					$X^2 = 85.10, p < 0.001, n = 50$					
2	98	0.282	1.833	775.63	na	na				
3	98	0.282	1.833	56.09	48.00	<i>p</i> < 0.001				
4	112.1	0.436	3.482	172.9	383.00	<i>p</i> < 0.001	729.00	<i>p</i> < 0.001		
5	112.1	0.174	1.198	102.71	303.00	<i>p</i> < 0.001	799.00	0.002	1129.00	0.40
Summer 2004					$X^2 = 73.10, p < 0.001, n = 45$					
2	108	0.113	0.352	511.66	na	na				
3	108	0.113	0.352	190.6	257.00	<i>p</i> < 0.001				
4	104.6	0.181	1.041	314.85	637.00	0.002	609.00	0.001		
5	104.6	0.065	0.222	51.00	161.00	<i>p</i> < 0.001	634.00	0.002	287.00	<i>p</i> < 0.001
Fall 2004					$X^2 = 77.34, p < 0.001, n = 43$					
2	182.3	0.153	0.649	1219.14	na	na				
3	182.3	0.153	0.649	38.76	270.00	<i>p</i> < 0.001				
4	97.5	0.206	1.041	431.13	174.00	<i>p</i> < 0.001	465.00	<i>p</i> < 0.001		
5	97.5	0.094	0.418	83.69	45.00	<i>p</i> < 0.001	688.00	0.041	481.00	<i>p</i> < 0.001

¹ Based on concomitant days used for the Kruskal-Wallis and Mann-Whitney U analyses

Note: Q= discharge, MWU= Mann-Whitney U, na= not applicable

Table 3-7: 2004 Comparison of SSC at harvested sites (2,4 and 5) across seasons in 2004.

Site 2, 4 and 5		Kruskal-Wallis $X^2 = 12.002$, $p=0.002$, $n=417$				
2004 Season	<i>n</i>	Combined median SSC (mg/L)	MWU vs. Spring	<i>p</i>	MWU vs. Summer	<i>p</i>
Spring	153	294.8	na			
Summer	135	291.6	10032.5	0.676		
Fall	129	511.75	8037.5	0.007	6642.5	0.001

Note: MWU = Mann-Whitney U, na = not applicable

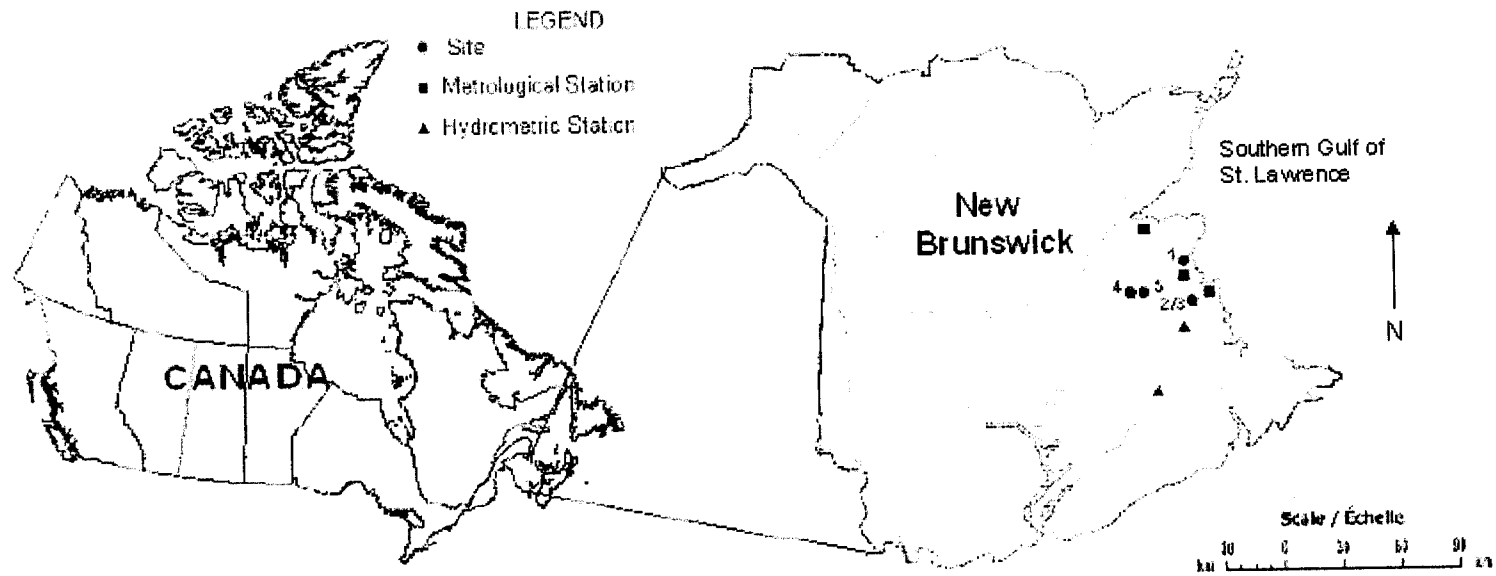


Figure 3-1: Map of site locations (numbered), meteorological stations and hydrometric stations used during the study.

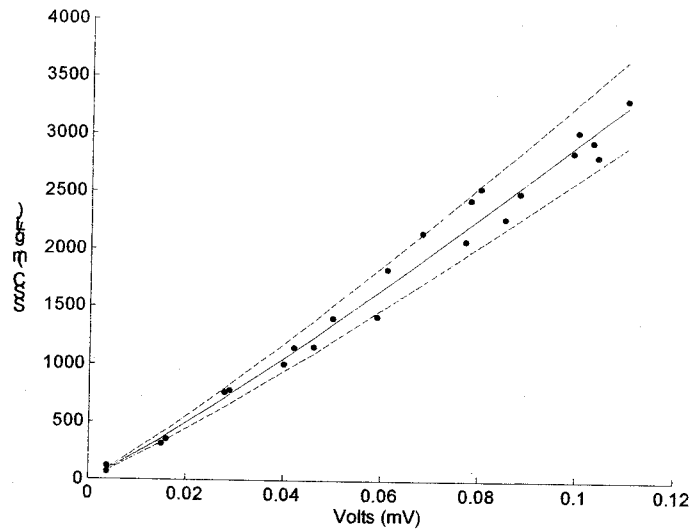


Figure 3-2: Example of a calibration curve relating SSC to voltage recorded by the nephelometer at Site 5. The dotted lines indicate the 95% confidence intervals. The equation for this example is: $SSC = e10.538(V+0)1.1098$. The n and R2 are listed in Table 4.

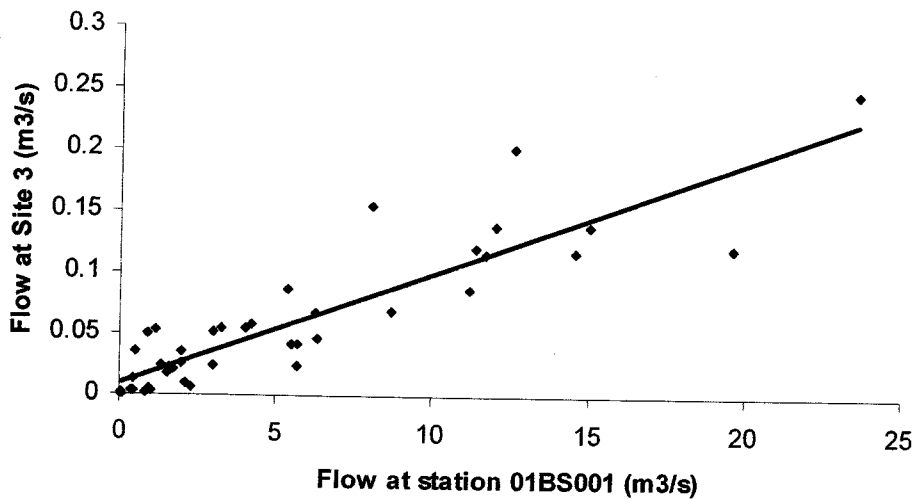


Figure 3-3: Linear regression of discharge data at Sites 2 and 3 on discharge at the Coal Branch, Beersville. Flow was taken just above Site 3 but is representative of both Sites 2 and 3. The regression is based on the following equation: $y = 0.0091x + 0.0095$, $R^2 = 0.80$, $n = 43$

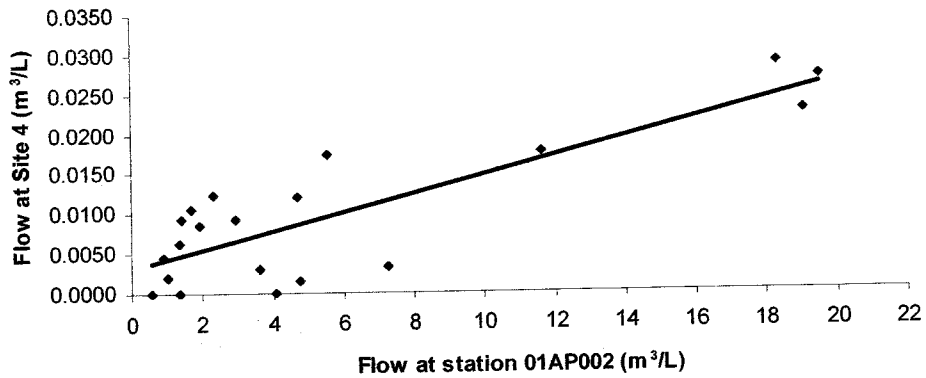


Figure 3-4: Linear Regression of discharge data at Site 4 on discharge from Canaan River. The regression is based on the following equation: $y = 0.0012x + 0.0031$, $R^2 = 0.69$, $n = 20$

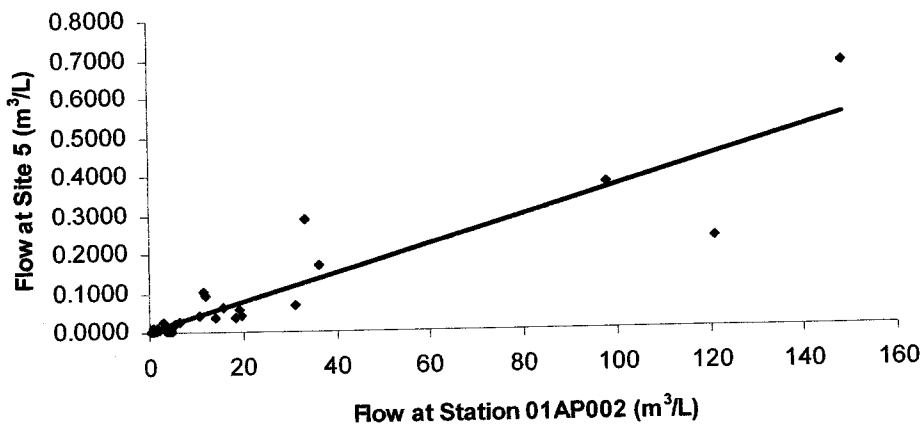


Figure 3-5: Linear regression for discharge data at Site 5 on discharge from Canaan River. The regression is based on the following equation: $y = 0.0036x + 0.0027$, $R^2 = 0.83$, $n = 31$

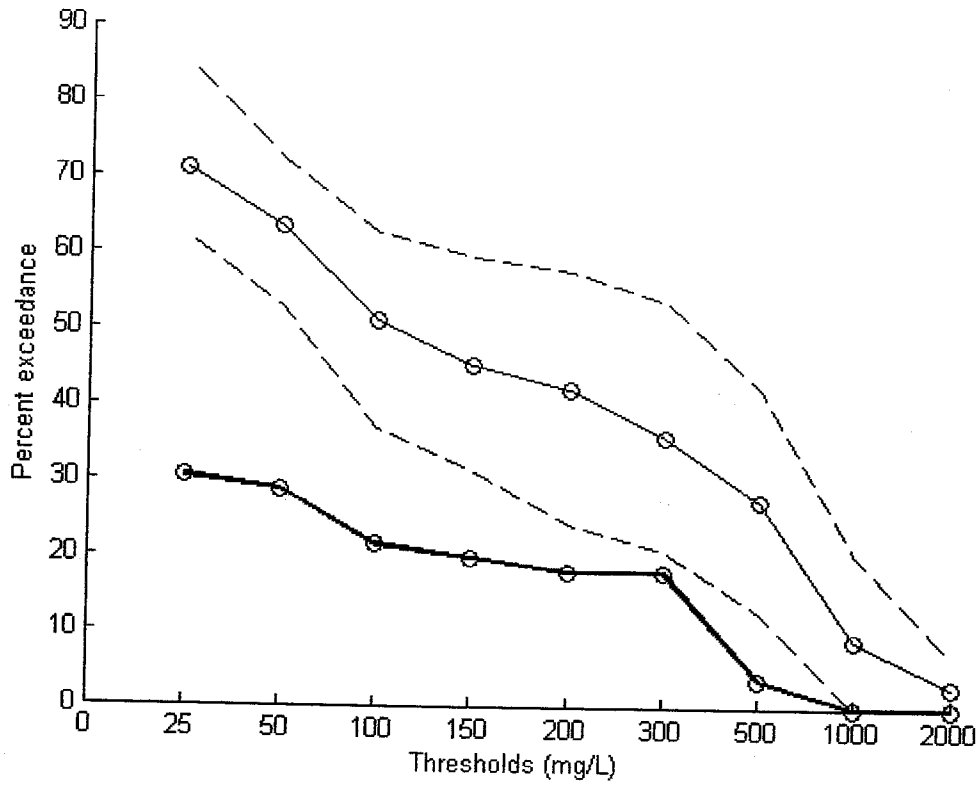


Figure 3-6: Percent Exceedance of Various SSC Thresholds. The thick bottom line shows the percentage of days of threshold exceedance at reference site. The upper solid line shows the mean percentage of threshold exceedance at harvested sites. Dotted lines are the 95% confidence intervals on the harvested sites mean percent exceedance.

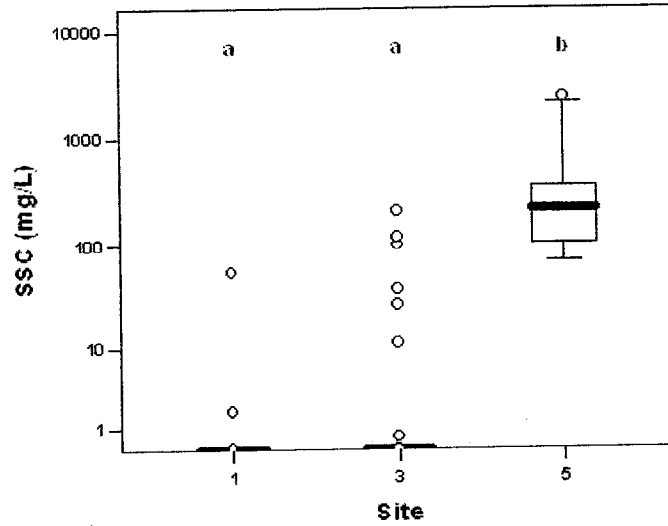


Figure 3-7: Suspended sediment concentrations by site in Spring 2003. The figure shows the median, quartiles and 95th percentile for each site. The circles indicate outliers. Letters indicate which medians are significantly different based on the Mann-Whitney U statistic reported in Table 3-5.

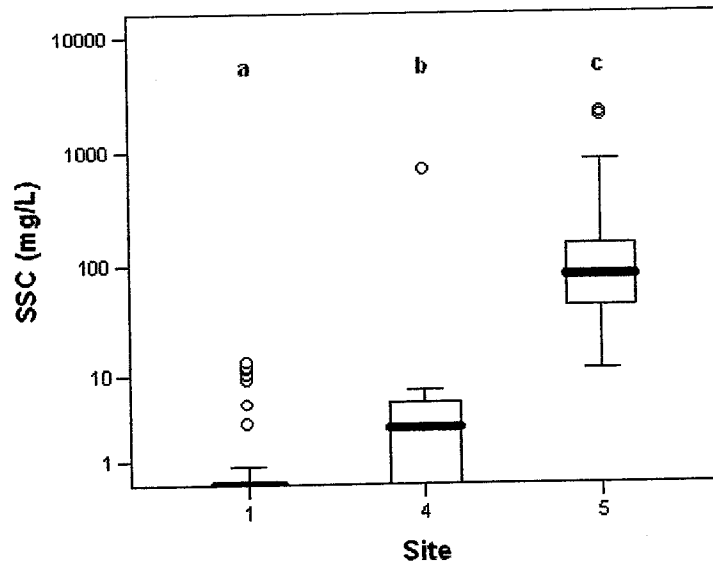


Figure 3-8: Suspended sediment concentrations by site in Fall 2003. The figure shows the median, quartiles and 95th percentile for each site. The circles indicate outliers. Letters indicate which medians are significantly different based on the Mann-Whitney U statistic reported in Table 3-5.

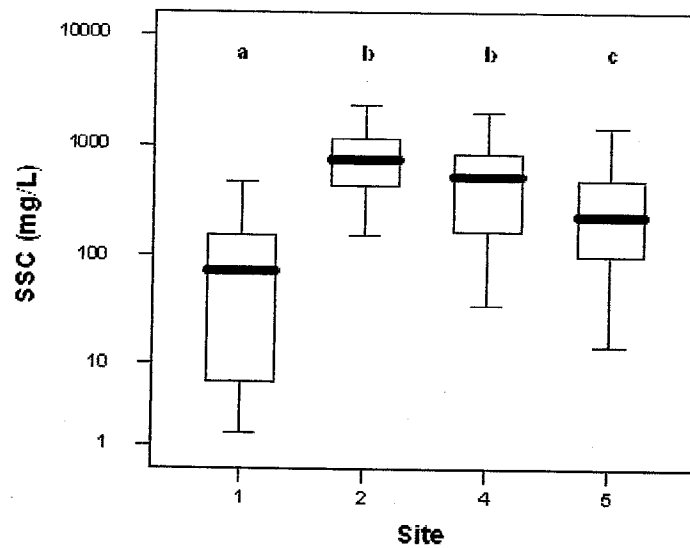


Figure 3-9: Suspended sediment concentrations by site in Spring 2004. The figure shows the median, quartiles and 95th percentile for each site. The circles indicate outliers. Letters indicate which medians are significantly different based on the Mann-Whitney U statistic reported in Table 3-5.

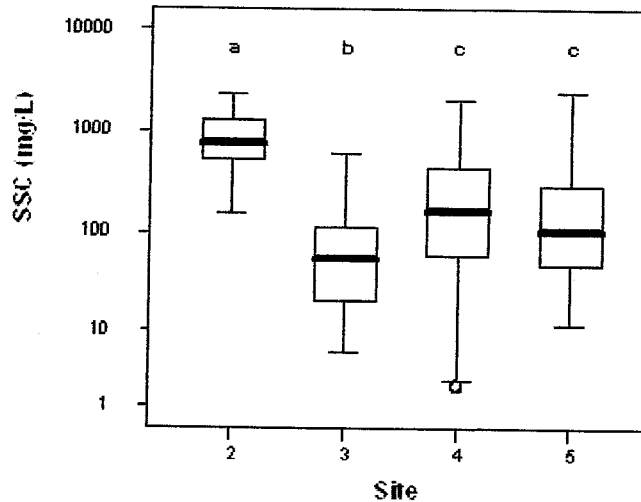


Figure 3-10: Suspended sediment concentrations in Spring 2004, harvested sites only. The figure shows the median, quartiles and 95th percentile for each site. The circle indicates an outlier. Letters indicate which medians are significantly different based on the Mann-Whitney U statistic reported in Table 3-6.

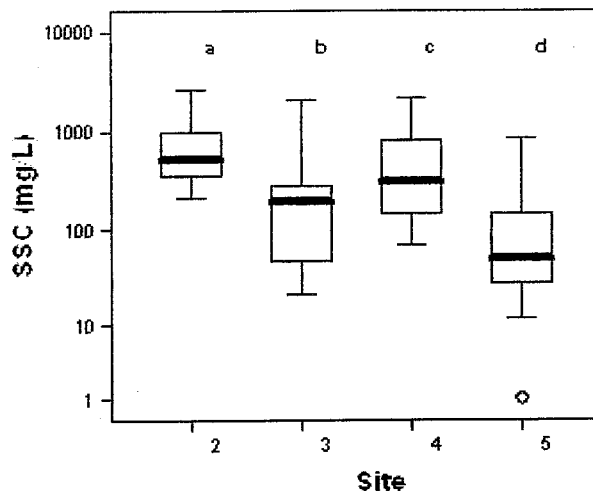


Figure 3-11: Suspended sediment concentrations in Summer 2004, harvested sites only. The figure shows the median, quartiles and 95th percentile for each site. The circle indicates an outlier. Letters indicate which medians are significantly different based on the Mann-Whitney U statistic reported in Table 3-6.

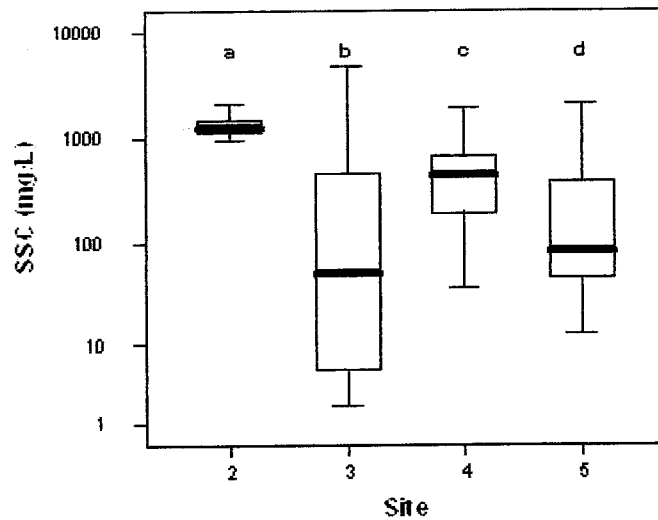


Figure 3-12: Suspended sediment concentrations in Fall 2004, harvested sites only. The figure shows the median, quartiles and 95th percentile for each site. Letters indicate which medians are significantly different based on the Mann-Whitney U statistic reported in Table 3-6.

CHAPITRE 4.
ÉTUDE DE LA SEDIMENTATION EN AVAL DE
TOURBIERES EXPLOITEES

Sediment deposition rates downstream of harvested and natural peat bogs in New Brunswick

B. Pavey^{1,2}, S. C. Courtenay^{1,3}, A. St-Hilaire², T.B.M.J. Ouarda² and B. Bobée²

¹Department of Fisheries and Oceans
Gulf Fisheries Centre, Oceans and Science Branch
P.O. Box 5030
Moncton, New Brunswick
E1C 9B6

²Institut national de la recherche scientifique
Centre Eau, Terre et Environnement
Québec, Quebec
G1K 9A9

³Canadian Rivers Institute
University of New Brunswick
Fredericton, New Brunswick
E3B 6E1

2006

**Canadian Technical Report of
Fisheries and Aquatic Sciences XXXX**

ABSTRACT

Pavey, B., S.C. Courtenay, A. St-Hilaire, T.B.M.J. Ouarda, and B. Bobée. 2006. Sediment deposition rates downstream of harvested and natural peat bogs in New Brunswick. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. XXXX: vxx + xxp.

Net deposition rates along channels and streams having a peat bog headwater were measured as part of a larger study to evaluate the effects of peat bog harvesting on the sediment characteristics at both harvested and unharvested sites in New Brunswick. Peat harvesting is an important industry in many countries, including Canada. To harvest peat, bogs are drained and drainage water is evacuated towards neighboring rivers, estuaries or coastal waters. Previous research in New Brunswick has demonstrated that solids suspended in this drainage water can compromise fish habitat where it settles out and smothers the substrate. The objectives of this study were to quantify the particle size distribution and organic content of deposited sediments in addition to determining deposition rates.

Four to eight sediment traps were deployed between 50-1000m downstream of sedimentation ponds at 3 different harvested bogs and at one reference bog located in Kouchibouguac National Park. The deployment period varied between 43 and 188 days during the ice free season. Upon recovery, sediments were sieved and sorted into 6 different grain sizes, from very fine gravel (2-4 mm) to silt and clay (<0.063 μ m). Organic content was determined by burning the samples and comparing weight before and after. The study found that the dominant grain size (42% of the total mass) at the harvested sites was medium sand (0.25-0.5mm). The reference site had a more uniform grain size distribution. The pooled net deposition rate at the harvested sites was 19.42 kg/m²/year versus 4.07 kg/m²/year at the unharvested, reference site. Median percent organic content in deposited sediments at the harvested site was 4.39% and 22.64% at the reference site. Sediment sources for each site likely include: surface erosion of the harvest area caused by rain hitting the dry, top layer of peat; deposition of peat into ditches pushed in by large commercial vacuums and tractors; sediment from roads used to access peat harvesting areas and erosion of the ditches and banks caused by high flows. The low bulk-density and higher surface-to-volume ratio of peat is likely causing it to be entrained further downstream than the areas of our sediment traps and deposited in areas of minimal flow velocity. Future studies to investigate this phenomenon should consider quantifying sediment deposition over longer stretches of water courses and examining additional unharvested peat bogs to establish natural deposition rates.

RÉSUMÉ

Pavey, B., S.C. Courtenay, A. St-Hilaire, T.B.M.J. Ouarda, and B. Bobée. 2006. Sediment deposition rates downstream of harvested and natural peat bogs in New Brunswick. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. XXXX: vxx + xxp.

Les tourbières sont des écosystèmes de première importance dans de nombreux pays nordiques, y compris le Canada. La récolte de tourbe nécessite la dévégétalisation de la surface exploitée et le développement d'un réseau de canaux afin d'assécher la tourbe qui sera ensuite récoltée. Le réseau de canaux achemine l'eau vers des cours d'eau récepteur. Des recherches antécédent, effectuées au Nouveau-Brunswick ont démontré que les sédiments en suspension peuvent nuire à l'habitat de poisson et de macro-invertébrés quand les sédiments se déposent. Le taux de sédimentation dans les canaux et les ruisseaux drainant trois tourbières exploitées et une tourbière naturelle a été étudié. Cette étude fait partie d'une plus grande étude qui examine les effets de l'exploitation de tourbe sur le régime de sédiment en aval des tourbières exploitées et naturelles au Nouveau-Brunswick. L'objectif de cette étude était de évaluer la distribution granulométrique des sédiments et le taux de matière organique continu dans les sédiments déposés, de déterminer les taux de sédimentation par an et par unité de surface et d'effectuer des comparaisons entre les sites exploités et le site naturel.

Des trappes à sédiment ont été installées à 5 sites, y compris une site non perturbé au Parc national Kouchibouguac. Le nombre de jours de mesure a varié entre 43 et 188 jours. Après que les trappes à sédiment aient été récupérées, les sédiments ont été tamisés et groupés en six classes de diamètre. La teneur en matière organique a été déterminée par incinération. Les résultats démontrent que le sable moyen (0,25 – 0,5 mm) domine dans les sites exploitées (42% de la masse totale). Le site de référence avait une distribution de sédiments plus uniforme. Le taux de sédimentation médian de tous les sites exploités était de 19,42 kg/m²/an comparé à 4,07 kg/m²/an au site de référence. Le pourcentage médian de matière organique dans les sédiments déposés était 4,39% au site exploité comparativement à 22,64% au site de référence. Les sources principales de sédiments incluent : l'érosion des canaux de drainage et des berges (argiles, sable), l'érosion de la surface exploitée causée par la pluie et le dépôt de particules de tourbes dans les canaux de drainage lorsqu'elles sont mobilisées par les aspirateurs utilisés pour la récolte. Les études futures devront inclure un plus grand nombre de répliqués étendu sur une plus longue distance et un plus grand nombre de sites de référence.

1.0 INTRODUCTION

Peatlands cover approximately 113 million hectares of Canada's land mass (over 11% of the total surface area) and comprise over 75% of the wetland area across the country. Primary ombrotrophic (rain-fed) peat bog vegetation is sphagnum moss, a product that is commercially extracted and sold because of its water retention capacity, desirable in the horticultural industry. Canada is the top producer of horticultural peat in the world with New Brunswick producing 30% of Canada's total export. In 2003 and 2004, peat shipments from New Brunswick were valued at \$CDN 95 million and \$CDN 103 million respectively (Thibault, 2006).

One of the primary functions of wetland systems is sediment retention (Boto and Patrick, 1979). Major physical effects of peat harvesting include: (1) compaction of soils (Kløve and Bengtsson, 1999) and changes to the structure of peat leading to decreased water storage capacity (Schlotzhauer and Price, 1999); (2) increased surface runoff and hence accelerated canal/ditch erosion; (3) vegetation removal and canal/ditch digging that expose underlying friable peat layers and clay soils. A major consequence of these physical changes is the disruption of the natural sediment regime in receiving waters, in particular the volume and timing of sediment delivery (Wood and Armitage, 1997).

A number of studies (Gregory et al., 1984; Kløve, 1998; Joensuu 1999; Ouellette et al., 2006; St-Hilaire et al., 2006; Pavey et al., 2006) have shown that very high suspended sediment concentrations frequently occur downstream of harvested bogs. Ouellette et al. (2006) studied one harvested bog on the Richibucto River system in Southeastern New

Brunswick and showed that a significant volume of peat settled in the estuarine portion of the system, where the channel slope was minimal.

Deposition of sediments in freshwater streams or rivers can decrease habitat value by reducing photosynthesis, smothering of benthic organisms and spawning areas, and reducing the survival rates for fish eggs (Stern and Stickle, 1978; Sweeting, 1994; Trow Consulting Engineers, 1996; Curry and MacNeill, 2004).

To our knowledge, there have been no studies performed in North America of deposition rates downstream of peat bog harvesting operations. As part of a larger project evaluating the effects of peat bog harvesting on sediment characteristics, this study describes the downstream settling rates at 3 harvested peat bogs and one unharvested reference site in New Brunswick, Canada. In addition, we quantify the organic content of the deposited sediments. Our expectation was that the organic content would be largely made up of peat particles released from the upstream harvesting operations. The primary objectives of this study were to:

- (1) Quantify deposition rates including the mass of sediment settling per year and the average sedimentation rate per unit area;
- (2) Determine the organic content of settled fine sediment (as an estimate of peat content);
- (3) Quantify particle size distribution;
- (4) Determine deposition differences/ particle size differences between the harvested and reference sites;

2.0 MATERIALS AND METHODS

2.1 Study Area

The sediment traps were deployed at 5 sites downstream of ombrotrophic bogs located in the central and eastern part of the province of New Brunswick (Canada) (Figure 4-2). The climate of New Brunswick is classified as mid-latitude continental with a yearly temperature range of 31°C (Phillips, 1990). Mean (65 years, from Environment Canada station 8104400) total annual precipitation in the area is 817.5 mm, with nearly a third falling as snow.

Site 1, located in Kouchibouguac National Park, served as the unharvested reference site. Sites 2 and 3 were located downstream of a harvested bog in the St. Charles Plain located approximately 5 kilometers north of Rexton and correspond to the study sites used by St-Hilaire *et al.* (2006). Sites 4 and 5 were located approximately 70 km west of Sites 2 and 3, near Rogersville on two separate harvested bogs.

At Site 1, the sediment traps were placed in a narrow stream exiting Rankin bog towards Black River. Sites 2 and 3 were located downstream of the harvested bog on the St. Charles Plain, a 19.3 km² wetland. Peat has been extracted since 1985, the longest operating site in our study. More specifically, the Site 2 sediment traps were located in a drainage ditch, 50 meters downstream of the sedimentation pond outflow. Site 3 was located 1000 m downstream of Site 2 in Malpec Brook. This was the only location that permitted the installation of an upstream and downstream station. At Site 4, a major beaver dam located near the confluence of the drainage ditch and the stream precluded

sediment trap installation because the water was too deep and Site 5 was located in a long drainage ditch that flowed into a roadside ditch prior to emptying into a nearby river.

The sediment traps at Site 4 were located 50 m downstream of the sedimentation pond. This bog was initially ditched in 2002 and harvesting began in 2003. Site 5 was located on a second bog near Rogersville, 50 m downstream of the sedimentation pond. The sedimentation pond was enlarged during the summer 2003 from 2160m³ to its current size 6048 m³. The bog was ditched in 1992 and harvesting began in 1994. Table 4-1 summarizes the characteristics at each monitoring site.

2.2 Field Methods

In order to evaluate the sedimentation rate, four to eight sediment traps were installed 50m downstream of the outflow of peat bog sedimentation ponds. The traps, called SedibacsTM (Bio Innov Inc.), consisted of two identical cylinders (12 cm in diameter, 13.5 cm in height and a total volume of 1 L) placed one inside the other (Figure 4-1). SedibacsTM are designed with 1.3 cm diameter holes throughout the surface of both cylinders providing a total open side area of 39.8 cm². With the top of the trap open, this allows fine particles to enter and exit through the sides of the trap thus measuring the net rate of sedimentation. A mesh bag was filled with gravel (2-4 cm) and placed in the inner cylinder prior to installation. The cylinders were fitted one inside the other allowing all holes to be closed for installation and removal avoiding the spilling of collected sediment. The SedibacsTM were then buried in the streambed with the top of the trap flush with the bottom of the surrounding streambed. The cylinders were then rotated to open all holes

thus permitting fine particles to accumulate in the interstices of the large gravel pieces. We calculated net deposition whereby the holes are left open as opposed to total deposition when only the top is open. In some cases, the SedibacsTM were installed in clay beds where we expected little intra-bed flow of sediments.

In addition to deploying traps at all sites, a more detailed experiment was carried out during the 2004 season in which 28 sediment traps were deployed at Site 3. Two traps were removed every two weeks for 18 weeks and treated identically to the seasonal sediment traps. This was done to determine whether the sediment traps reached a saturation point above which there was no net sedimentation or no new sediments were retained.

Instantaneous discharge measurements were taken during weekly site visits except when prohibited by shallow water conditions (less than 3 cm). Velocity was measured at regular intervals (10 to 20 cm) across the stream section using a Marsh McBirney electromagnetic flow meter (Flo-Mate model 2000). Stream depth and distance across the section were also recorded at each interval using a meter stick (± 0.005 m). Discharge was then calculated by multiplying the measured velocity of the stream or canal, in m/s, by the section area (m^2). Continuous flow series were generated using data from nearby hydrometric stations according to the method used by St. Hilaire et al. (2006).

2.3 Lab Methods

Once collected, each Sedibac™ was emptied and contents were air-dried at room temperature for one week, then oven dried at 65°C for 24 hours. The contents of each Sedibac™ were passed through a series of Canadian standard sieves (64 µm to 4 mm) and agitated in a portable sieve shaker (model RX-24; W.S. Tyler Co.) for 10 minutes. The top sieve (4 mm), containing the large gravel pieces originally placed in the Sedibac™, was discarded while the dry weight of the remaining size classes was recorded. Sediments were divided into 6 size classes: very fine gravel (2-4 mm), very coarse sand (1-2mm), coarse sand (0.5-1mm), medium sand (0.25-0.5mm), fine sand (0.063-0.25mm) and clay and silt (<0.063mm) according to the Wentworth Scale (Wentworth, 1922).

Once samples were sieved and size classed, the organic content of each size class at each site was determined. Each sample was placed in one or more labelled aluminium dishes (dia = 4 cm) and weighed to the nearest 0.001 g (Denver Instrument balance, model APX-200, Arvada, Colorado, USA) prior to being placed in a muffle oven heated to 475-500 degrees Celsius. The samples were kept in the oven for 3 hours, removed and re-weighed. The percentage organic content was calculated using equation 1:

$$\% \text{ organic content} = \frac{m_{\text{initial}} - m_{\text{post}}}{m_{\text{initial}}} \times 100\% \quad [1]$$

Where m is the mass in grams. For example, at Site 2 in Spring 2003, organic content of gravel was 11.36% meaning that 11.36% of the total mass of 2-4 mm gravel was lost on ignition and therefore organic.

2.4 Statistical Methods

Grain size distribution (i.e., percent mass of each sample in each size fraction) was compared among sites using the contingency table Pearson chi square analysis. Percent organic content and net deposition rate were compared among sites by Kruskal-Wallis test with Sedibacs™ as replicates at each site followed by Mann-Whitney pairwise tests because data were non-normally distributed (Shapiro Wilks test, $p < 0.05$). Medians, rather than means are presented in the report for the same reason.

Equation 2 was used to calculate net deposition rates at each site.

$$Deposition\ Rate = \frac{mass_{mg} \times 365_{days/year}}{1000_{mg/kg} \times days\ deployed \times (\Pi \times 0.06m)^2} \quad [2]$$

Where m is the mass of sediment collected, $(\Pi \times 0.06)^2$ is the top surface area of the Sedibac™ and the resulting net deposition rate is given as $kg/m^2/year$. Net deposition rate rather than total deposition was used because sediment traps were deployed for varying lengths of time and sediments were allowed to escape through holes in the sides of the Sedibac™. Net deposition rates were compared between sites for each grain size and between sites (all grain sizes combined).

3.0 RESULTS

A total of 84 Sedibacs™ were installed over all seasons of which 62 were recovered (Table 4-2 and Table 4-3).

3.1 Accumulation Differences

Pairs of Sedibacs™ removed biweekly from Site 3 showed no evidence of saturation (i.e., no plateau in mass over time) (Figure 4-3) but, rather, appeared to maintain a state of flux. Some of the variability among samples is attributable to the Sedibacs™ being located in runs, riffles and pools and therefore exposed to a variety of hydraulic conditions. Data reported was not differentiated according to habitat type however. Overall, the results suggest that saturation was not reached.

3.2 Grain Size Distribution

The median percentage by weight of deposited sediments was calculated for each grain size category at harvested sites (combined) and the reference site. The grain size distributions at the harvested and control sites were found to be significantly different (Pearson chi-square= 17.148; p=0.004).

The dominant grain size category at the harvested sites was medium sand (0.25-0.5 mm) (Figure 4-4), which constituted 42% of the total sediment weight. This was followed by fine sand (22%) and coarse sand (18%). Deposition was much more uniformly distributed across grain sizes at the unharvested, reference site (1) varying between 12% for clay and silt to 24% for fine sand (Figure 4-5).

3.3 Deposition Rates

Median net deposition rates were shown to vary between 1.33 and 67 kg/m²/year at the harvested sites (Table 4-4). The pooled median for all harvested sites was 19.42 kg/m²/year compared to 4.065 kg/m²/year at Site 1. The reference site had relatively low median net deposition rates measuring 4.26 kg/m²/year in Fall 2003 and 3.87 kg/m²/year in 2004. In Fall 2003, the net deposition rate at the reference site was significantly lower than the harvested sites (Table 4-4, Figure 4-6 to 4-8). Net deposition rates over the shorter 2003 deployment period (4-months) varied more widely between sites than over a longer 2004 period (8-months). In 2004, all sites had similar medians and a lower net deposition than in Spring 2003 and Fall 2003 (Table 4-4 and Figure 4-8). In Spring and Fall 2003, the highest net deposition rate was at Site 5 (Table 4-4, Figure 4-6 and 4-7). Conversely, in 2004 Site 5 had the lowest net deposition rate.

3.4 Percentage Organic Content

Percentage of organic content of deposited sediments varied between 2.88% and 7.88% at the harvested sites with an overall pooled median of 4.39% for all sampling seasons (Table 4-5). The reference site had an organic content of 11.99% in Fall 2003 and 33.29% in 2004 resulting in a pooled median of 22.64%. Significant differences between sites were found in Fall 2003 and in 2004, with the reference site (Site 1) depositing significantly more organic material than the harvested sites except Site 4 in Fall 2003 and Site 3 in 2004 (Table 4-5 and Figures 4-9, 4-10 and 4-11). No sediment traps were deployed at the reference site in Spring 2003 thus a comparison could not be made.

At both reference and harvested sites, percent organic content within each grain size followed a bi-modal pattern with higher organic content in gravel, very coarse sand and then in clay and silt. The highest percent organic content occurred at Site 1 in very coarse sand in Fall 2003 and in 2004 (25.10% and 67.64% respectively; Table 4-5).

Within grain sizes, there were no significant organic content differences between sites in Spring 2003. In Fall 2003 and in 2004 there were differences between sites in all cases except 'fine sand' in Fall 2003.

3.5 Seasonal Differences

During this study, the most homogenous monitoring period was in Fall 2003. The number of deployment days differed by less than or equal to 10 days and precipitation varied less than 15 mm between each site (Table 4-6). The net deposition (storage) rates were greater over the two shorter periods of deployment (4 months) than over the 8-month period in 2004.

In 2004, sediment accumulation in each SedibacTM was low (i.e. the actual weight, not % of weight). A flushing event in Fall 2004 may have emptied the SedibacsTM before the end-of-season removal at the end of November.

4.0 DISCUSSION and CONCLUSIONS

In this first Canadian study of sedimentation downstream of harvested peat bogs, it was important to demonstrate at the onset that the use of sedimentation traps was appropriate. The detailed experiment undertaken at Site 3 showed that no saturation occurred in the traps. As shown in Figure 4-6, there was considerable variability between Sedibacs™ removed on the same day, at the same site. This is most likely a result of placement in runs, riffles or pools which experience varying hydraulic characteristics. All sediment traps were placed within 25 meters of each other however. Despite a relatively short period of two weeks between removals, changing flow conditions and rain events could have caused resuspension or increased deposition respectively.

Grain size distributions were significantly different between the harvested sites and the reference site. At the harvested sites, the dominant grain size found in the Sédibacs™ was medium sand (0.25 - 0.5mm) followed by fine sand (0.063 - 0.25mm) and coarse sand (0.5 - 1mm) totaling 82% of the total mass of deposited sediments. At the reference site, these same categories made up 59% of the total mass. Wood and Armitage (1997) found that medium sand particles of size 0.2-0.5mm are more easily entrained into the water column and transported downstream than either larger or smaller particles.

Overall, Site 1 (unharvested bog) had a lower deposition rate than the other sites (harvested sites). Pavey *et al.* (2006, submitted) also found that Site 1 had significantly lower Suspended Sediment Concentrations (SSC) than the harvested sites. Our results

support the findings of Barton (1977) who reported that deposition of sediment in traps varies directly with suspended solid levels.

At the harvested sites, the net deposition rates were found to be within previously reported values for natural streams (Walling and Amos, 1999; St-Hilaire *et al.*, 2005). Site 3 was the only location with potential fish habitat, as it is located in Malpec Brook, rather than in a drainage ditch. It had relatively a high deposition rate (34.47 kg/m²/year) in 2003 and the highest deposition rate (11.53 kg/m²/year) of all sites in 2004. These results confirm Ouellette *et al.*'s (2006) earlier findings that sedimentation remains high hundreds of meters downstream of the peat operation. Walling and Amos (1999) conducted a similar study in a chalk stream system in Southern England and found that fine sediment (<2mm) deposited 5-7 km from the source. Such deposition rates could affect aquatic biota, including benthic invertebrates and early life stages of some local fish.

Sallantaus (1984) found that the annual discharge of suspended particulate organic matter out of harvested bogs was not greatly different from the discharge of organic matter leaving natural peat bogs. When considering relative values (i.e % grain size), our results show that the organic content in deposited matter was higher at the reference site. However, the absolute organic content deposited at the reference site was within the same range as the harvested sites. The absolute organic content deposited at the reference site was between 0.51 and 1.2 Kg/m²/year. The absolute organic content deposited at the harvested sites ranged between 0.07 and 3.7 Kg/m²/year. The reference site was

characterized by very low flows (measured instantaneously, data not presented in this report) and a dry period in summer 2004 that may have increased the organic matter content within the deposited sediments (Table 4-5) despite a lower overall deposition rate (Table 4-4).

At harvested sites, the greatest percent of mass was made up of fine, medium and coarse sand which had lower organic content than both larger and smaller sized sediments. There are several possible reasons why the organic content found in the harvested sediment traps was low: (1) there is little organic content exiting harvested peat bogs or (2) organic particles are settling upstream or downstream of the sediment traps. Baumgaertner (1978) found that the settling velocities for peat, thought to be the primary source of organic matter in this study, were of the same order as fine silt. Madej (2005) confirmed this finding noting that organic particles have less bulk-density and a higher surface-to-volume ratio than inorganic particles causing them to remain in suspension longer. This suggests that at our study sites, peat may be settling further downstream than the Sedibacs™ (i.e. 50 - 500 m from settling ponds). Ouellette *et al.* 2006 confirmed this hypothesis downstream of Sites 2 and 3 where a large peat delta is found at the confluence of Malpec Brook and Mill Creek.

Ditch erosion and the easily-dislodged top peat layer are suspected to be the key sources of sediment found downstream at Site 3 and just after the sedimentation ponds at Sites 2, 4 and 5. The field ditches are characterized by clays, low-plasticity organic soil and sand which are among the most easily erodible soils (Fifield, 2001). The top peat layer is very

friable caused in part by desiccation. Dry peat falls from the soil surface into the ditches when the large industrial vacuums collect peat and move between fields by crossing the ditches. Ditches were observed to extend into the mineral soil layer. Peat and sediment are also transported into the field ditches via gullies and rills caused by rain events (Kløve, 1998). Gemtec Inc. (1994) noted the accumulation of both peat and mineral soils, likely from the ditch bottom, in the sedimentation ponds at Site 5.

Seasonal differences (amount and size of sediment grains collected) may be reflecting local and immediate conditions at the time of SedibacTM removal rather than long-term net deposition. Regardless of actual weight accumulated in the sediment traps, the median percentage by weight in each size class followed a similar uni-modal distribution for each monitoring period.

In summary, this study demonstrated that: (1) Sedimentation ponds may be trapping sediment but either through resuspension or incomplete trapping, both coarse and fine sediments are escaping to the receiving waters; (2) Fines and peat are traveling distances over 1 km from the sedimentation pond outflow; (3) Sand is depositing in the area 50 – 500 m downstream, where our sediment traps were located; (4) More sand is leaving harvested sites than the reference site; (5) The absolute amount of organic content leaving harvested and reference sites is in the same range for both and (6) overall, the reference site had a lower deposition rate than the harvested sites which corresponds to previous results demonstrating lower suspended sediment concentrations at the reference site when compared to the harvested sites.

These first results show that more studies will be required to fully understand the sedimentation dynamics in and downstream of peat drainage systems. Future studies should include more than one reference site and a greater number of replicates (sediment traps) at each site within a given monitoring period. The use of sediment traps should be combined with the collection of matrix material (scoop samples). The installation of sediment traps at varying distances (i.e. 10 m, 100 m, 1000 m and 2000 m) from the sedimentation pond should also be considered.

5.0 ACKNOWLEDGEMENTS

The following individuals provided technical support for this study: Monica Boudreau, Stephan Leblanc and Isabel Moreau. Financial support was graciously provided by the National Science and Engineering Council (NSERC-IPS1), Premier Horticulture Ltd. and Nirom Peat Moss. Special thanks to Andrew Boghen, Claudie Beaulieu and Chantale Dubé for logistic support. The logistic support of Éric Tremblay at Kouchibouguac National Park is also acknowledged.

6.0 REFERENCES

- Barton, B.A. 1977. Short-term effects of highway construction on the limnology of a small stream in southern Ontario. *Freshwater Biology* 7: 99-108.
- Baumgaertner, I.V. 1978. Settling Velocity. In: Faurbanks, R.W., Bourgeoi, J. (Eds), *The Encyclopedia of Sedimentology*. Dowden, Hutchison and Ross, Stroudsburg, Pennsylvania, p 735.
- Boto, K.G. and W.H. Patrick Jr. 1979. Role of wetlands in the removal of suspended sediments. P.479-489 In P.E. Greeson, J.R. Clark and J.E. Clark (eds) *Wetland Functions and Values: The State of Our Understanding Proceedings of the National Symposium on Wetlands*, American Water Resources Association, Minneapolis, NB USA.
- Curry, A.R. and S.W. MacNeill. 2004. Population-level responses to sediment during early life in brook trout. *Journal of the North American Benthological Society* 23(1): 140-150.
- Eisma, D. 1993. *Suspended Matter in the Aquatic Environment*. Springer-Verlag: London. 315 pp.
- Fifield, J.S. 2001. Effective sediment and erosion control for construction sites. *Stormwater* 2(1): 52-56.
- Gemtec Ltd., 1994. Peatland runoff study, Bog No. 16, Acadieville, New Brunswick. New Brunswick Department of Natural Resources and Energy, Minerals and Energy Division, Open File Report 94-10, 89 pp.
- Gregory, J.D., R.W. Skaggs , R.G. Broadhead, R.H. Culbreath, J.R. Bailey and T. L. Foutz. 1984. Hydrologic and Water Quality Impacts of Peat Mining in North Carolina. Report No. 214. Retrieved May 08, 2001, from <http://www2.ncsu.edu/ncsu/wrri/reports/report214.html>
- Joensuu, S., E. Ahti and M. Vuollekoski. 1999. The effects of peatland forest ditch maintenance on suspended solids in runoff. *Boreal Environment Research* 4: 343-355.
- Kløve, B. 1998. Erosion and sediment delivery form peat mines. *Soil and Tillage Research* 45: 199-216.
- Kløve, B. and L. Bengtsson. 1999. Runoff generation in a plough-drained cutover fen in Central Finland. *Journal of Hydrology* 218: 157-168.

- Madej, M.A. 2005. The role of organic matter in sediment budgets in forested terrain. Sediment Budgets 2. Proceedings of symposium S1 held during the Seventh IAHS Scientific Assembly at Fox do Iguacu, Brazil, April 2005. IAHS Publication 292.
- Ouellette, C., S.C. Courtenay, A. St-Hilaire and A.D. Boghen. 2006. Impact of peat moss released by a commercial harvesting operation into an estuarine environment on sand shrimp *Crangon septemspinosa*. *J. Applied Ichthyol.* 22(1): 15-24.
- Pavey, B., A. St-Hilaire, S.C. Courtenay, TBMJ Ouarda and B. Bobée. 2006, Submitted. Exploratory study of suspended sediment concentrations downstream of harvested peat bogs. *Environmental Monitoring and Assessment* (accepted).
- Phillips, 1990. *The Climates of Canada*. Downsview, ON: Canadian Government Publishing. 176 pp.
- Schlotzhauer, S.M. and J.S. Price. 1999. Soil water flow dynamics in a managed cutover peat field, Quebec: Field and laboratory investigations. *Water Resources Research* 35 (12): 3675-3683.
- St-Hilaire, A., D. Caissie, R.A. Cunjak and G. Bourgeois. 2005. Streambed sediment composition and deposition in a forested stream: spatial and temporal analysis. *River Research and Applications* 21: 883-898.
- St-Hilaire, A., S.C. Courtenay, C. Diaz-Delgado, B.Pavey, T.B.M.J. Ouarda, A. Boghen and B. Bobée. 2006. Suspended sediment concentrations downstream of a harvested peat bog: analysis and preliminary modeling of exceedances using the logistic regression. *Canadian Water Resources Journal* (accepted).
- Sedibac, http://www.bio-innove.ca/En/sedibac_en.htm (retrieved on 08 May 2003).
- Stern, E.M. and W.B. Stickle. 1978. Effects of turbidity and suspended material in aquatic environments. USEPA Dredged Material Research Program, Final report 1978. Vicksburg, MS. 116 pp.
- Sweeting, R.A. 1994. "River Pollution". In *The Rivers Handbook: hydrological and ecological principles vol.2*. Ed. P. Calow and GE Petts. Don Mills: Oxford University Press: 23-32.
- Thibault, J. 2006. Peat Industry Review 2005. New Brunswick Department of Natural Resources and Energy. Minerals and Energy Division. Bathurst, NB, 4 pp.
- Trow Consulting Engineers Ltd. 1996. Instream sediment control techniques field implementation manual. OMNR, Northeast Science and Technology. FG-007. 109 p.
- Walling, D.E. and C.M. Amos. 1999. Source, storage and mobilization of fine sediment in a chalk stream system. *Hydrological Processes* 13: 323-340.

Wentworth, C.K. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology* 30: 377-392.

Wood, P.J. and P.D. Armitage. 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management* 21 (2): 203-217.

Table 4-1: Summary of Monitoring Site Characteristics

Site Characteristics	Site 1	Site 2	Site 3 ¹	Site 4	Site 5
Location (GPS)	46.81395N 64.93910W	46.63881N 64.91888W	46.63718N 64.91891W	46.71217N 65.5890W	46.70453N 65.41693W
Elevation above sea level (m)	16	28	13	16	88
Total Bog Area (ha)	204.1	366.6		202	360
Harvested/Cleared Area (ha)	0	232		82	198.7
Total area being drained into studied sedimentation ponds (ha)	100	175		52	105
Sedimentation pond volume (m3)	na	5478 ²		2280	2160 ³ 6048 ⁴
Ratio: Drainage Area to Pond volume (m2/m3)	na	319		228	174
Number of Harvest Years (in 2003)	0	23		2	10

¹ Site 3 is downstream from Site 2

² Combined volume of three ponds all draining into Sites 2 and 3

³ Size of pond in Spring 2003

⁴ Size of pond for remainder of study period, Fall 2003 and 2004

na= not applicable

Table 4-2: Deployment dates and length of deployment at each site

Site	-----SPRING 2003-----			-----FALL 2003-----			SPRING, SUMMER, FALL 2004		
	Installed	Removed	# days out	Installed	Removed	# days out	Installed	Removed	# days out
1	8-May	7-Jul	60	4-Oct	26-Nov	53	12-May	2-Nov	174
2	24-Apr	7-Jul	74	1-Oct	26-Nov	56	only 1 Sedibac TM found removed from analysis		
3	24-Apr	7-Jul	74	1-Oct	26-Nov	56	12-May	2-Nov	174
4	none	none	0	7-Oct	19-Nov	43	11-May	15-Nov	188
5	28-Apr	26-Jun	59	4-Oct	19-Nov	46	11-May	15-Nov	188

Table 4-3: Number of Sedibacs™ retrieved of the total deployed

Site	Spring 2003	Fall 2003	Season 2004
1	Frozen until late into the season	5 of 6	4 of 4
2	3 of 4	4 of 6	None Installed
3	3 of 4	6 of 6	15 of 28, none found at the end of the season
4	None Installed	4 of 6	4 of 4
5	4 of 4	7 of 8	3 of 4

Table 4-4: Median Deposition Rate (Kg/m²/year) and Kruskal-Wallis results are reported for each grain size and per site. The superscripts indicate sites that have similar medians based on the Mann-Whitney U test. Grain size descriptions are given in text. *N*: number of SedibacsTM used in calculation

SPRING 2003								
Site	<i>N</i>	Gravel	Very Coarse Sand	Coarse Sand	Medium Sand	Fine Sand	Clay and Silt	median deposition rate per site ¹
Site 1	0	*	*	*	*	*	*	*
Site 2	3	0.43	1.22	2.28	5.99	3.2	2.83	16.04 ^a
Site 3	3	0.75	1.44	3.53	4.45	1.53	3.82	16.9 ^a
Site 4	0	*	*	*	*	*	*	*
Site 5	4	1.04	1.8	4.22	7.31	3.31	3.65	24.65 ^b
All group		0.55	1.33	3.33	5.22	2.87	3.45	16.78
χ^2		2.78	0.69	1.46	0.69	5	3.36	6.71
<i>p</i> -value		0.2494	0.7067	0.4809	0.7067	0.0821	0.1863	0.035
FALL 2003								
Site 1	5	0.39	0.46	0.54	1.04	1.05	0.65	4.26 ^a
Site 2	4	0.4	0.54	2.31	12.16	4.75	1.8	21.93 ^b
Site 3	6	2.84	3.32	5.67	16.02	7.3	2.12	34.47 ^c
Site 4	4	1.17	1.62	5.14	18.47	18.27	2.27	47.02 ^c
Site 5	7	2.86	4.71	12.94	25.46	12.1	2	67.10 ^d
All group		1.33	1.83	5.24	18.51	7.44	1.89	41.37
χ^2		16.25	19.59	20.27	19.32	18.53	13.04	18.72
<i>p</i> -value		0.0027	0.0006	0.0004	0.0007	0.001	0.0111	0.0009
2004								
Site 1	4	0.9	0.65	0.55	0.73	0.76	0.19	3.87 ^a
Site 2	0	*	*	*	*	*	*	*
Site 3	2	0.90	0.64	1.68	7.83	0.58	0.54	11.53 ^a
Site 4	4	0.52	0.61	1.09	2.25	1.55	0.24	6.31 ^a
Site 5	3	0.21	0.17	0.21	0.38	0.33	0.08	1.33 ^a
All group		0.48	0.58	0.57	0.75	0.76	0.18	3.94 ^a
χ^2		4.75	5.14	4.75	6.35	3.41	4.30	7.75
<i>p</i> -value		0.093	0.076	0.093	0.096	0.182	0.117	0.051

¹ All size fractions and SedibacsTM pooled

Table 4-5: Median %organic content per site and season. Kruskal-Wallis results are reported for each grain size and the total % organic content per site. The superscripts indicate sites that have similar medians based on the Mann-Whitney U test. Grain size descriptions are given. *N*: number of Sedibacs used in calculation

SPRING 2003								
Site	<i>N</i>	Gravel	Very Coarse Sand	Coarse Sand	Medium Sand	Fine Sand	Clay and Silt	median per site ¹
Site 1	0	*	*	*	*	*	*	*
Site 2	3	11.36	12.84	4.87	1.26	1.59	6.72	3.71 ^a
Site 3	3	9.24	13.45	4.72	1.53	2.36	6.78	4.45 ^a
Site 4	0	*	*	*	*	*	*	*
Site 5	4	3.69	5.79	3.02	1.36	3.35	6.12	4.33 ^a
All group		7.07	11.07	6.33	1.36	2.24	6.71	4.33
χ^2		1.94	5.00	1.50	1.07	5.11	0.75	1.86
<i>p</i> -value		0.378	0.082	0.472	0.587	0.078	0.689	0.394
FALL 2003								
Site 1	5	21.88	25.10	20.55	12.38	1.99	5.29	11.99 ^a
Site 2	4	14.70	14.71	8.03	4.03	3.38	13.19	6.23 ^b
Site 3	6	4.49	4.93	3.60	3.96	1.99	8.12	3.87 ^c
Site 4	4	5.96	6.08	3.81	4.84	4.69	7.06	7.88 ^{a,b,c,d}
Site 5	7	2.32	2.18	3.90	2.78	4.04	4.06	3.70 ^{b,c,d}
All group		5.43	5.00	5.67	4.99	3.27	7.56	5.87
χ^2		15.66	20.71	13.26	9.78	5.77	12.47	13.14
<i>p</i> -value		0.0035	0.0004	0.0101	0.0444	0.217	0.0142	0.01
2004								
Site 1	4	50.36	67.64	30.75	13.69	4.70	14.40	33.29 ^a
Site 2	0	*	*	*	*	*	*	*
Site 3	2	13.10	13.30	7.17	6.60	6.87	7.91	7.38 ^{a,b}
Site 4	4	6.12	5.33	3.08	2.65	1.41	4.97	2.88 ^b
Site 5	3	11.95	10.79	5.52	3.22	2.10	5.83	5.96 ^b
All group		12.62	10.79	6.35	3.29	2.60	6.15	6.19
χ^2		7.48	8.33	7.85	7.21	6.55	6.63	8.519
<i>p</i> -value		0.0238	0.0156	0.0198	0.0272	0.038	0.0364	0.036

¹ all SedibacsTM and size fractions pooled

* no data

Table 4-6: Precipitation, Mean and Max Flow, nd = no data collected

Spring 2003				
Site	# days deployed	Precipitation (mm)	Mean Q (L/s)	Max Q (L/s)
1	0	232.8	nd	nd
2	74	258.8	65.97	367.13
3	74	258.8	65.97	367.13
4	0	171.8	24.38	120.18
5	59	171.8	67.75	355.14
Fall 2003				
1	53	201.2	nd	nd
2	56	191.5	39.45	261.57
3	56	191.5	39.45	261.57
4	43	204.5	18.12	94.18
5	46	204.5	47.75	275.94
2004				
1	174	870.99	nd	nd
2	128	371.7	18.20	61.54
3	128	371.7	18.20	61.54
4	188	433.4	8.65	54.15
5	188	433.4	8	43.86

note: total precipitation and mean/max flow calculated for the total # of days deployed

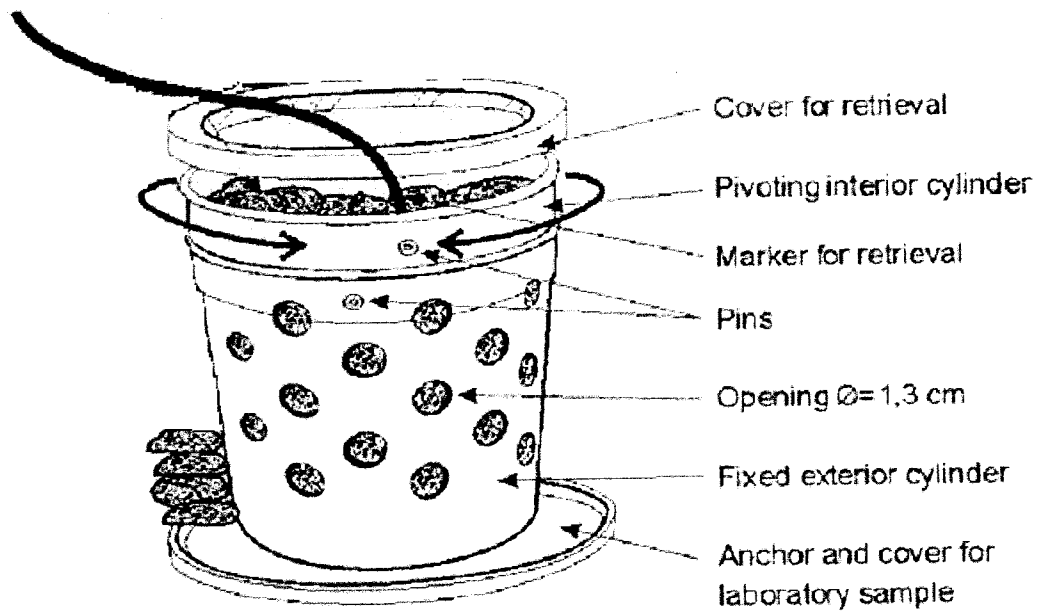


Figure 4-1: The Sedibac™ 45 sediment collector and its components by Bio-Innove Inc. (patent pending, 2002), source: Lachance and Dubé, 2004. Note that Bio-Innove Inc., maker of the Sedibac™, is unfortunately no longer operating.

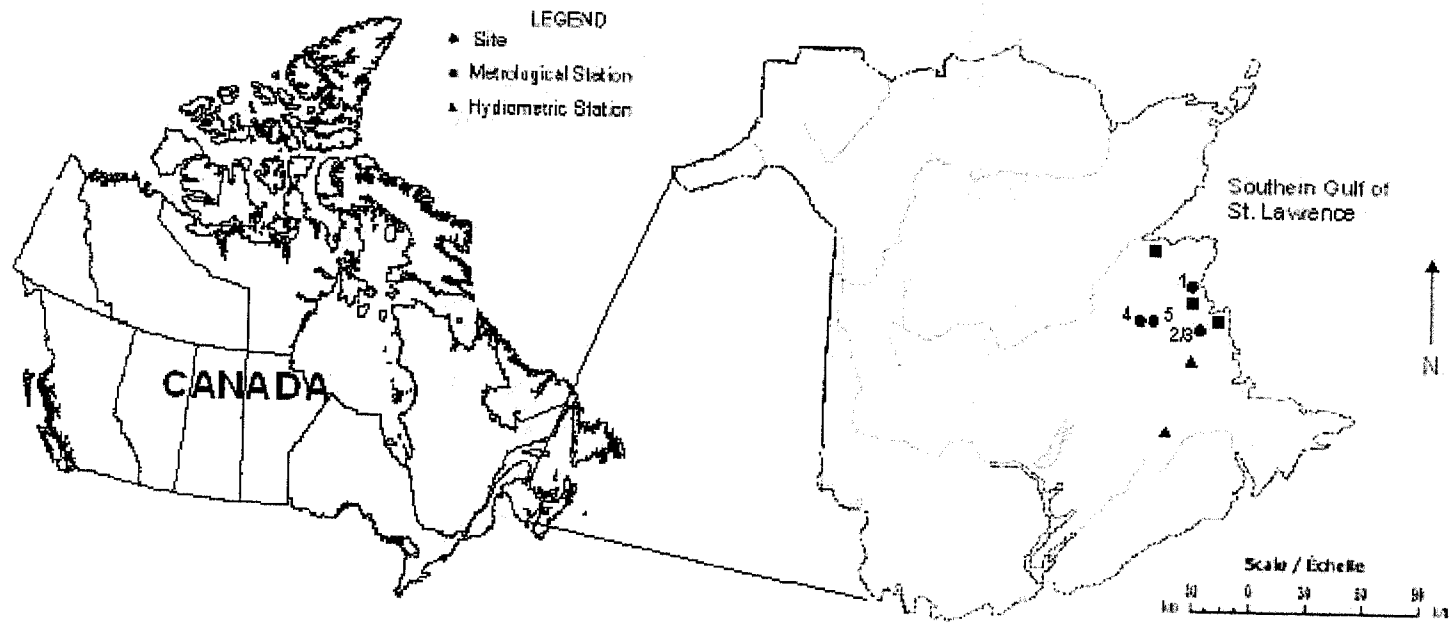


Figure 4-2: Map of numbered site locations (●), meteorological stations (■) and hydrometric stations (▲)

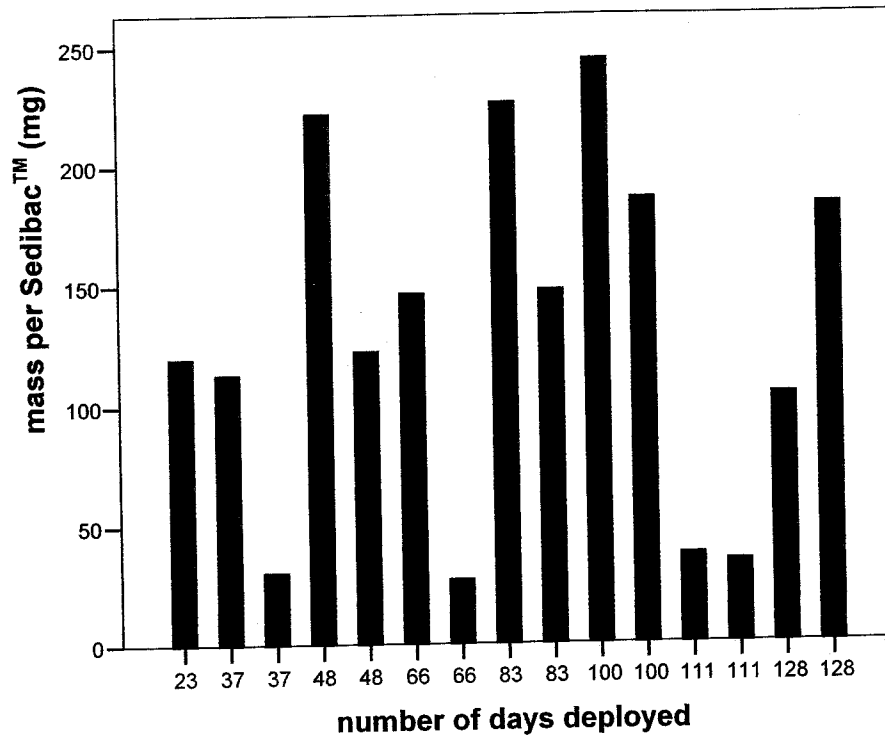


Figure 4-3: Sedibac™ total mass after x days of deployment at Site 3. Note that 2 traps were removed every time except on day 23.

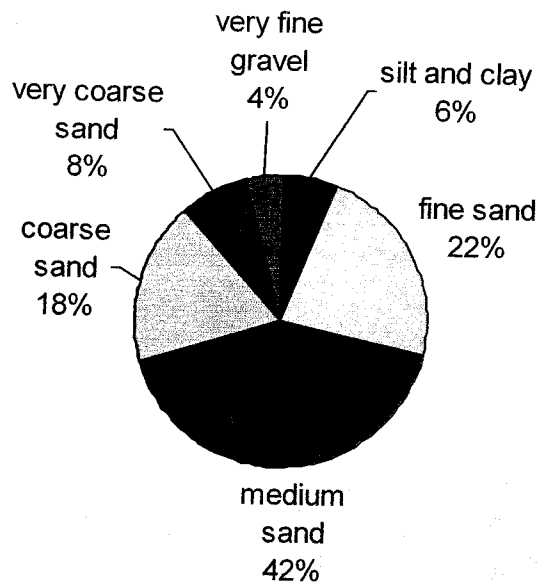


Figure 4-4: HARVESTED SITES, Sediment size class distribution (median % of total mass) Site 2-5, N=38 SedibacsTM

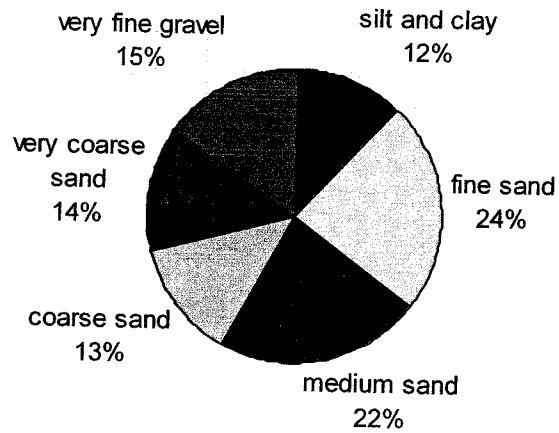


Figure 4-5: CONTROL SITE, Sediment size class distribution (median % of total mass) Site 1, N=9 SedibacsTM

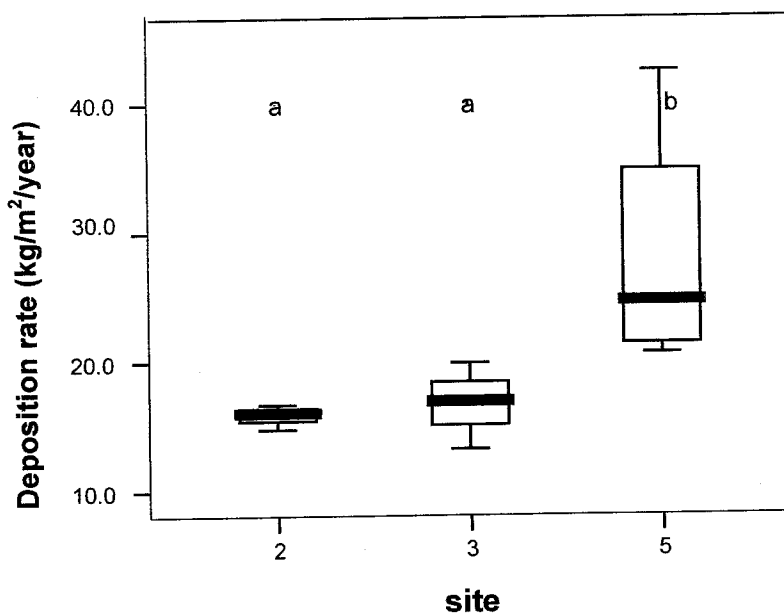


Figure 4-6: Deposition rate for each site in Spring 2003. Median is represented by horizontal line; box represents 25th-75th percentile. *N* varies between 3-4 Sedibacs™. Letters refer to the Kruskal-Wallis test outcome. Sites with the same letters do not differ significantly. Note Y-axis scale differs in Figures 4-6 to 4-11.

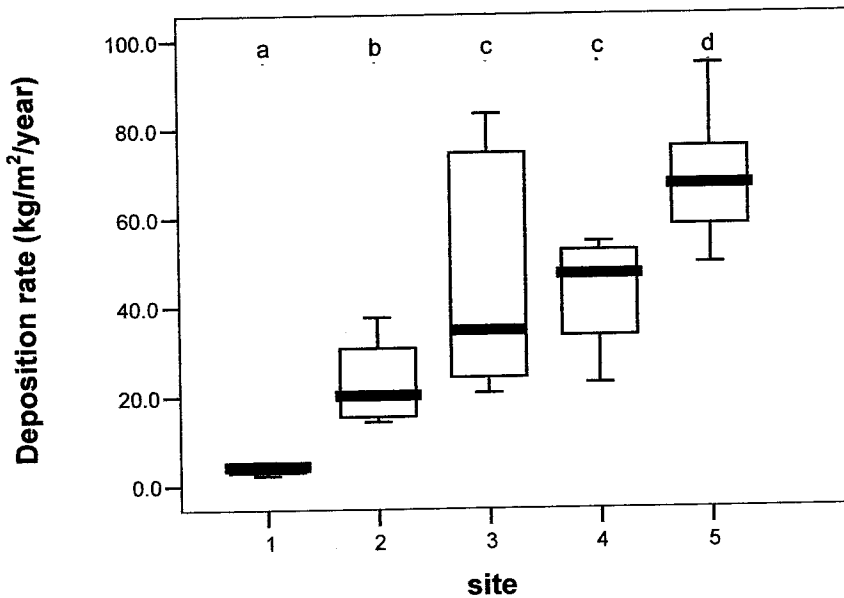


Figure 4-7: Deposition rate for each site in Fall 2003. Median is represented by horizontal line; box represents 25th-75th percentile. *N* varies between 4-7 Sedibacs™. Letters refer to the Kruskal-Wallis test outcome. Sites with the same letters do not differ significantly. Note Y-axis scale differs in Figures 4-6 to 4-11.

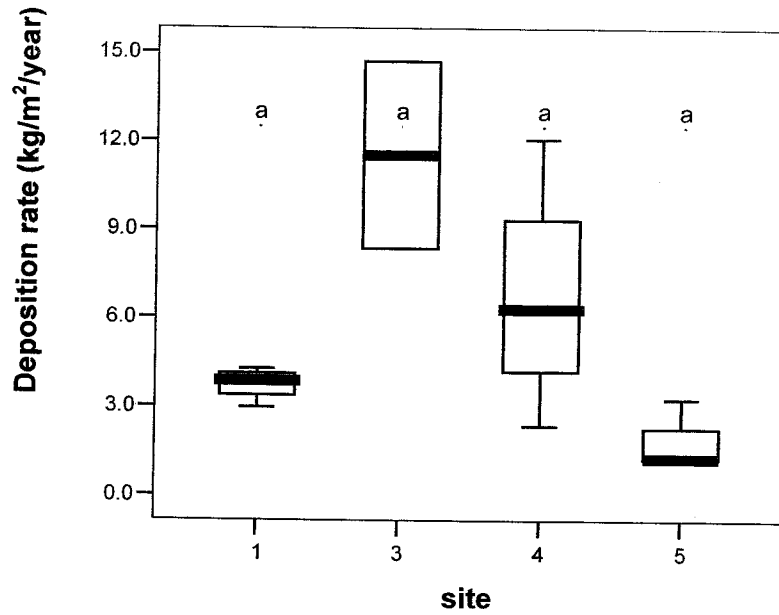


Figure 4-8: Deposition rate for each site in 2004. Median is represented by horizontal line; box represents 25th-75th percentile. *N* varies between 2-4 SedibacsTM. Letters refer to the Kruskal-Wallis test outcome. Sites with the same letters do not differ significantly. Note Y-axis scale differs in Figures 4-6 to 4-11.

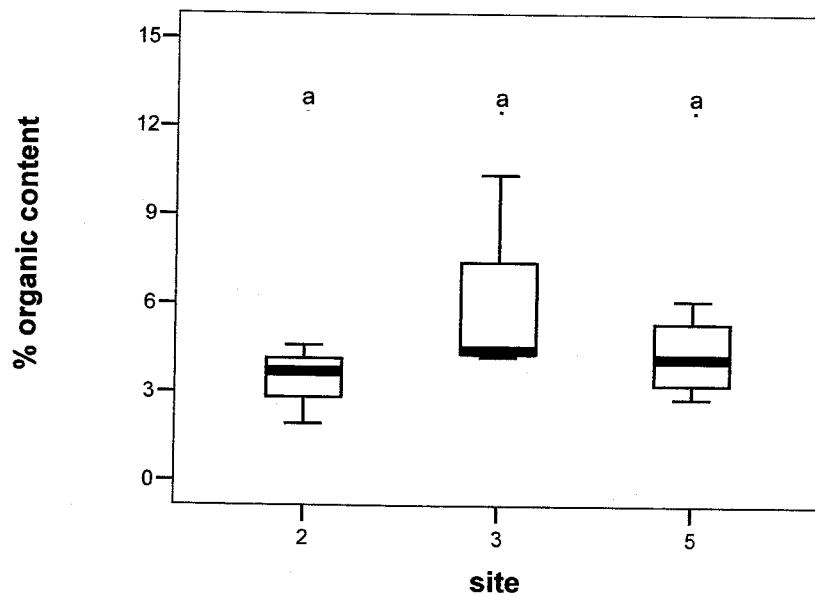


Figure 4-9: Percent organic content for each site in Spring 2003. Median is represented by horizontal line; box represents 25th-75th percentile. *N* varies between 3-4 SedibacsTM. Letters refer to the Kruskal-Wallis test outcome. Sites with the same letters do not differ significantly. Note Y-axis scale differs in Figures 4-6 to 4-11.

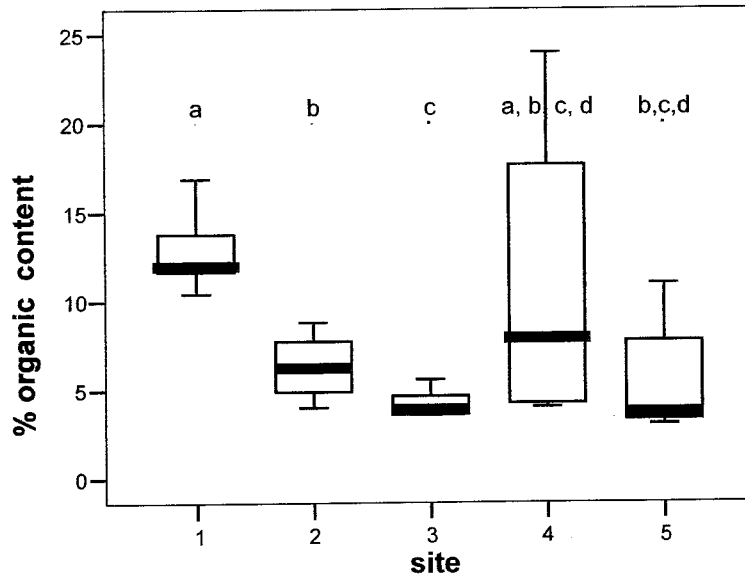


Figure 4-10: Percent organic content for each site in Fall 2003. Median is represented by horizontal line; box represents 25th-75th percentile. N varies between 4-7 Sedibacs™. Letters refer to the Kruskal-Wallis test outcome. Sites with the same letters do not differ significantly. Note Y-axis scale differs in Figures 4-6 to 4-11.

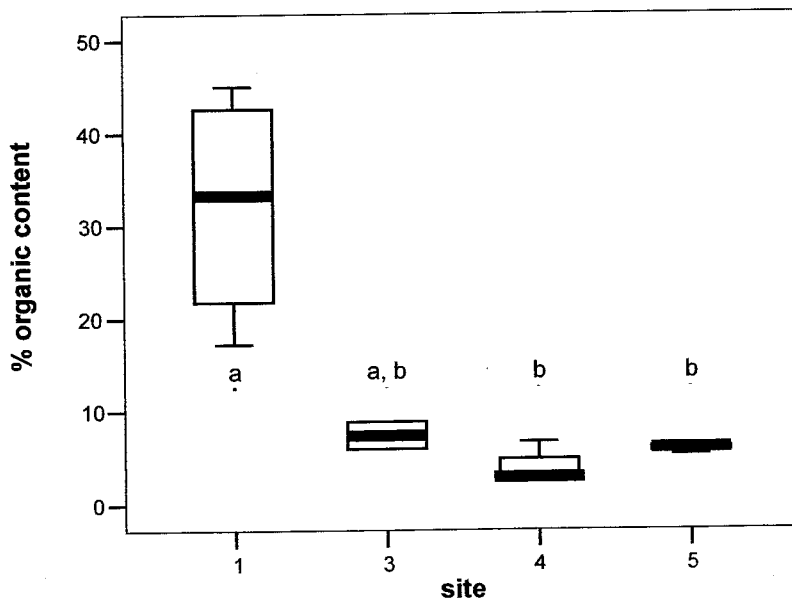


Figure 4-11: Percent organic content for each site in 2004. Median is represented by horizontal line; box represents 25th-75th percentile. N varies between 2-4 Sedibacs™. Letters refer to the Kruskal-Wallis test outcome. Sites with the same letters do not differ significantly. Note Y-axis scale differs in Figures 4-6 to 4-11.

CHAPITRE 5. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

5.1 Conclusions générales

Les résultats colligés de la présente étude nous amènent à conclure que les pratiques actuelles pour la rétention des sédiments provenant de l'exploitation de tourbières pour des fins horticoles ne sont pas optimales comme en témoignent les photos prises durant la période d'échantillonnage (figure 5-1).



(a)



(b)



(c)



(d)

Figure 5-1: Photographies de systèmes de drainage. (a) Bassin de sédimentation, août 2003, site 4. (b) Site de référence, parc national Kouchibouguac, mai 2004. (c) Canaux de drainage en aval du bassin de sédimentation, avec de la tourbe flottante, août 2003. (d) Débris qui se sont amassés sur notre équipement (2 jours après un événement pluvieux important), site 2, mai 2004.

Au Chapitre III, il a principalement été question des sédiments en suspension (figure 5-2). L'étude entreprise a démontré que les dépassements de la norme néo-brunswickoise

de 25 mg/L surviennent plus souvent dans les tourbières exploitées (72%) que dans les tourbières non exploitées (30%). Les comparaisons des CSS médianes entre le site de référence et les sites exploités ont démontré que la fréquence des dépassements de seuils plus hauts que la norme néo-brunswickoise (50, 100, 150, 200, 300, 500, 1000, 2000 mg/L) est aussi plus élevée sur les sites exploités. Les analyses statistiques ont confirmé que, généralement, les CSS médianes sont significativement plus élevées sur les sites exploités que sur les sites de référence. De plus, certains facteurs opérationnels (superficie drainée, rapport entre la taille du bassin de sédimentation et la superficie exploitée) semblent influencer la quantité de sédiments en suspension.

Les comparaisons saisonnières démontrent que la médiane la plus élevée est celle de l'automne (511,75 mg/L) néanmoins les niveaux de CSS sont élevés durant toutes les saisons.



(a)



(b)

**Figure 5-2: Équipements utilisés pour mesurer les CSS. (a) Site 3, printemps 2003
(b) Site 5, mai 2004**

Au Chapitre IV, il a été démontré que le taux de sédimentation de sédiments en aval des tourbières exploitées est plus élevé que celui observé au site de référence. La distribution de la granulométrie varie aussi entre les deux types de tourbière. La tourbière naturelle a démontré une distribution plus uniforme entre toutes les tailles de sédiment (0-2mm). Dans le cas des tourbières exploitées, la majorité des sédiments qui se déposent en aval des bassins est constituée de sable et de sable fin.

La teneur en matière organique de ces sédiments déposés varie entre 2,88% et 7,88% aux sites exploités ou dans le cours d'eau récepteur (ruisseau Malpec). Il semble donc que les particules de tourbe se déposent peu dans les canaux de drainage et dans le ruisseau Malpec. C'est probablement pour cette raison qu'on retrouve ces particules dans l'estuaire du Ruisseau Mill en aval du site 3, là où la pente est quasi nulle, comme il a été confirmé par les études de Ouellette *et al.* (1997, 2006).

5.2 Recommandations

Des normes environnementales pour l'exploitation des tourbières ont été établies en 1981 et ont peu changé depuis. Dans les provinces maritimes, les effets négatifs sur l'environnement de la récolte de tourbe ont été documentés dans un rapport qui date de 1987 (Air and Water Branch, 1987). À l'époque, les chercheurs avaient observé des dépôts importants de tourbe dans la portion sud du havre de Miscou. Ils ont mentionné que ces dépôts pourraient avoir un impact négatif sur la communauté benthique.

Depuis, il a été établi qu'une couche épaisse de tourbe peut devenir étouffante et conséquemment, engendrer des impacts importants sur la communauté benthique (Ouellette *et al.* 2006). Plusieurs recherches ont été faites en Finlande, au Danemark, en Suède, en Russie, en Irlande et au Canada sur l'hydrologie et la qualité de l'eau de tourbières naturelles et exploitées. Sans équivoque, la récolte de tourbe affecte ces variables. Les changements de la qualité de l'eau sont plus fréquemment négatifs que positifs. Ceci a amené les chercheurs à travailler sur la conception de bassins de sédimentation, de zones tampon et d'autres méthodes d'atténuation des CSS ou encore sur des ouvrages permettant de régulariser le débit ou de réduire la charge en sédiments. Les recommandations suivantes sont basées sur les 15 dernières années de recherche.

(1) Structures d'atténuation de CSS

Plusieurs études recommandent qu'en plus d'installer des bassins de sédimentation, d'autres structures d'atténuation soient mises en place. Les CSS élevées se produisent entre autres durant les événements hydrologiques importants (crue printanière, précipitations intenses). La régularisation du débit peut donc aider à améliorer la qualité de l'eau. Kløve (2000) a décrit l'utilité de structures de contrôle lorsqu'elles sont combinées à des bassins de sédimentation ou des marais filtrants (figure 5-3).

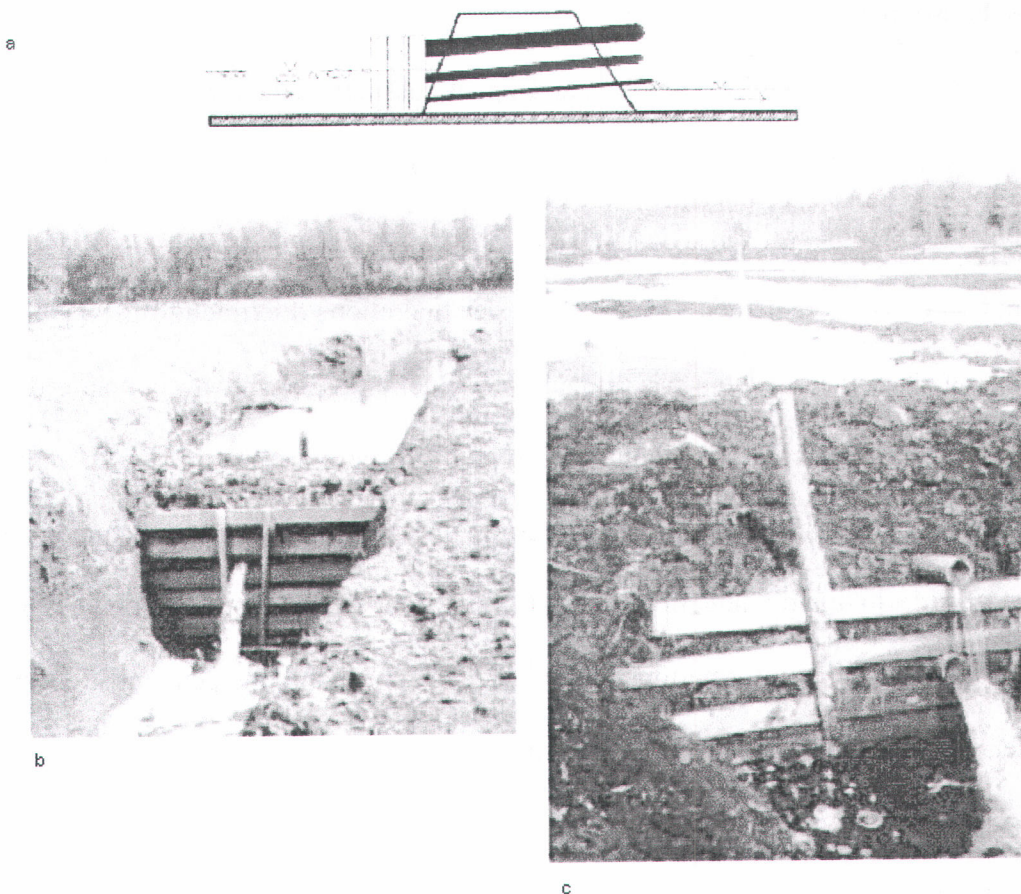


Figure 5-3: Survol des structures. (a) Schéma d'un seuil pour contrôler les crues. (B) Seuil en opération durant une crue en août 1996, Tourbière Pohjansuo, Finlande. (c) Seuil en opération durant la fonte de la neige, Tourbière Pohjansuo, Finlande. (source: Kløve, 2000).

Une autre structure de rétention (seuil avec conduite d'amenée) peut être mise en place à la fin de chaque canal de drainage pour réduire le transport de tourbe érodée durant les périodes de crues importantes (Kløve, 1997). Le principe consiste à retenir l'eau le plus longtemps possible dans les canaux de drainage avec ces minis barrages.

(2) Zones Tampons

L'eau drainée dans les bassins de sédimentation peut aussi être acheminée dans les zones tampons (c.-à-d. des zones de tourbière non exploitées) au lieu d'être déversée directement dans les cours d'eau (Thibault, 2001). Des zones tampons sont présentement recommandées dans les règlements provinciaux des opérations d'extraction de tourbe au Nouveau-Brunswick mais ne sont pas obligatoires. Ouellette (2002) avait conclu que les bassins de sédimentation sont une méthode passive qui ne permet pas toujours un taux de sédimentation proportionnel au volume des crues. De plus, un entretien rigoureux est nécessaire afin de maintenir leur niveau d'efficacité dont des zones tampons devraient être obligatoires. D'autres informations portant sur les zones tampons peuvent se trouver dans Ihme *et al.* (1991a) et Nieminen *et al.* (2005).

(3) Bômes flottantes

Au cours de ce projet, il a été remarqué que la conception et l'emplacement des bômes flottantes utilisées sur certaines tourbières exploitées au Nouveau-Brunswick n'étaient pas toujours efficaces (e.g. figure 5-4). Ces structures flottantes peuvent servir pour arrêter la tourbe à la surface de l'eau. Ihme *et al.* (1991b) ont suggéré l'utilisation d'une bôme flottante mise en place plusieurs mètres en amont de l'exutoire du bassin de sédimentation au lieu de directement à la sortie. Cette conception a pour but de permettre à la tourbe qui dépasse la structure de se déposer dans le bassin de sédimentation.



Figure 5-4: Site 4, octobre 2003, bôme flottante inefficace

(4) Restauration immédiate de la tourbière à la fin de leur utilisation

Une nouvelle politique est présentement mise en place au Nouveau-Brunswick (MRN, 2001) et les producteurs de tourbe ont la responsabilité de réaménager leur site selon des critères précis. Il est requis que les tourbières exploitées soient restaurées immédiatement après la fin de l'exploitation. Les zones restaurées peuvent alors devenir des zones tampons si elles font partie d'une plus grande zone de récolte.

(5) Nettoyage régulier de bassin de sédimentation

La politique néo-brunswickoise d'exploitation des tourbières requiert que les bassins de sédimentation soient nettoyés avant que l'accumulation de tourbe atteigne 50% et préférablement 25% du volume total du bassin. La figure 5-1(a) montre un bassin de sédimentation qui n'a pas été nettoyé selon les normes indiquées ci haut. Les bassins de sédimentation devraient être vidés un minimum de deux fois durant la saison sans gel. La forme et la conception des bassins de sédimentation devraient faciliter la procédure de nettoyage pour prévenir des fuites de tourbe.

(6) Ré-évaluation de programmed de suivi

Le programme de suivi des eaux de drainage devrait être revu. Heraldson et Stålnacke (2006) ont trouvé que l'échantillonnage ponctuel des CSS peut manquer les pointes de concentrations, particulièrement durant les crues, ce qui sous estime de manière systématique l'estimation des charges sédimentaires. Une stratégie d'échantillonnage plus complète (intégration de toute la colonne d'eau, augmentation de la fréquence d'échantillonnage durant les crues, etc.) est recommandée. La période d'échantillonnage devrait comprendre les mois de mars à novembre pour inclure la crue du printemps et la saison pluvieuse de l'automne. Les échantillons ponctuels concomitants au suivi de la présente étude sont peu nombreux. En 2003, un seul échantillon de CSS a été prélevé durant la période de suivi par une des entreprises participant à l'étude. En 2004, il n'y avait aucune données provinciales de CSS pour les sites qui ont été suivis durant cette étude. Idéalement, les mesures de solides en suspension et de la charge sédimentaire dans le bassin devraient se faire bimensuellement. Souvent, l'échantillonnage pour le ministère de ressources naturelles a été effectué mais n'a pas inclus le CSS (Centre de recherche et de développement de la tourbe inc., données non publiées). L'échantillonnage comprend l'écoulement (léger, modéré, fort), la température et le volume de sédiment dans le bassin (en pourcentage). La prise des échantillons devrait se faire par un tiers objectif pour s'assurer qu'une méthodologie scientifique adéquate soit utilisée. Un rapport annuel de ces analyses devrait être rendu disponible aux organismes régulateurs.

(7) Changements aux politiques

Le Canada a été récemment critiqué lors d'un congrès international en Finlande (2004) parce que la norme utilisée est une concentration (25 mg/L), plutôt qu'une charge sédimentaire (Hood, G. Président du Canadian Sphagnum Peat Moss Association, pers.comm). Selon la norme en place, les opérateurs pourraient ne pas dépasser la valeur maximum de concentration, mais avoir une charge élevée à cause d'un fort débit de drainage. Une charge maximale (mensuelle, saisonnière ou annuelle) combinée avec une CSS maximale journalière pourrait mieux contrôler la quantité de sédiments retrouvés en aval des tourbières exploitées.

Nos travaux et ceux qui ont précédé indiquent que les méthodes d'atténuation de la charge sédimentaire associée à l'exploitation des tourbières ne sont pas optimales et devraient être revues. Les études futures devraient se concentrer sur la conception de structures de rétention dans les canaux, de meilleures structures flottants dans les bassins de rétention et sur l'utilisation efficace de zones tampon dans le contexte canadien et nord-américain.

5.3 Recherches Futures

Plusieurs questions découlent des travaux réalisés dans le présent projet. Parmi les priorités de recherche à venir, notons les faits saillants suivants :

(1) Il existe peu d'information sur le régime sédimentaire de tourbières non perturbées. Pour améliorer nos connaissances sur le régime sédimentaire des tourbières naturelles qui n'ont jamais été exploitées, des études futures devraient inclure plusieurs sites de

référence afin de les comparer entre eux et d'améliorer notre connaissance des variations naturelles de CSS et de la sédimentation en aval de ces milieux humides.

(2) Il n'a pas été possible d'évaluer de manière quantitative l'importance de l'entretien des bassins de sédimentation sur la qualité de l'eau en aval des tourbières exploitées. Les taux de CSS pourraient être comparés aux niveaux de sédiment dans le bassin de sédimentation pour répondre à la question suivante : Est-ce que les événements de taux élevée de CSS sont plus nombreux quand le bassin de sédimentation est plus plein ? Pour ce faire, le taux de remplissage des bassin devrait être suivi.

(3) Une des conclusions de l'analyse des sédiments déposés en aval des bassins indique que les particules qui s'échappent des tourbières exploitées sont principalement de nature minérale (sable et sable fin). Il n'a pas été possible de déterminer si ces sédiments sont originaires du bassin ou des canaux de drainage. Pour ce faire, il faudrait réaliser une analyse granulométrique complète des sédiments déposés dans le bassin de sédimentation.

(4) La norme actuelle pour la conception des bassins de sédimentation qui se trouvent au Nouveau-Brunswick est relativement simple : les bassins sont de forme rectangulaire et un certain rapport entre le volume du bassin et la superficie exploitée doit être respectée. Une analyse comparative de conceptions alternatives de bassins (ex. bassins en cascades, bassins circulaires permettant la création d'un tourbillon accélérant la déposition, une combinaison de bassin et zone tampon, etc.) pourrait s'avérer utile.

(5) L'étude préliminaire sur les taux de déposition présentée dans ce mémoire a permis de constater que la variance des taux de déposition dans les sédibacs installés dans une même site est élevée. Des études futures devraient inclure une analyse quantitative de la variabilité de la déposition de sédiments en fonction du type d'habitat dans lequel les trappes à sédiments sont installées (rapide, radier, fosse). Un plus grand nombre de réplicats devrait être utilisé. De plus, il serait intéressant d'estimer la déposition absolue en plus du taux de déposition net. Finalement, il serait intéressant de connaître la variation longitudinale (amont-aval) de la sédimentation. Pour ce faire, les trappes devraient être installées à diverses distances du bassin de sédimentation (i.e. 10 m, 100 m, 1000 m et 2000 m) pour observer à quelle distance la déposition atteint un maximum.

5.3 Références

- Air and Water Branch. 1987. Some environmental impacts of peat harvesting in Northeastern New Brunswick. Air and Water Branch, Environmental Protection, Atlantic Region, Environment Canada.
- Haraldsen, T.K. et P. Stålnacke. 2006. Methods for water quality sampling and load estimation in monitoring of Norwegian agricultural catchments. *Nordic Hydrology* 37(1): 81-92
- Ihme, R., K. Heikkinen and E. Lakso. 1991a. The use of overland flow for the purification of runoff water from peat mining areas. Publications of the Water and Environment Research Institut. National Board of Waters and the Environment, Finland. No. 9
- Ihme, R., K. Heikkinen and E. Lakso. 1991b. Peat filtration, field ditches and sedimentation bassins for the purification of runoff water from peat mining areas. Publications of the Water and Environment Research Institut. National Board of Waters and the Environment, Finland. No. 9
- Kløve, B. 1997. Comparison and development of ditch structures (bed pipe barriers) in reducing suspended solids concentration in waters flowing from peat mining sites. *Boreal Environment Research* 2: 275-286
- Kløve, 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
- MRN (Ministère des ressources naturelles). 2001. Une politique provinciale pour l'extraction de tourbe: Une stratégie de développement total pour le secteur de la tourbe au Nouveau-Brunswick. Ministère des ressources naturelles.
- McCubbin, R. 1981. General assessment guidelines for peatland developments. Environmental Protection Service, Newfoundland District, Environment Canada. 13pp
- Nieminen, M., E. Ahti, H. Nousiainen, S. Joensuu et M. Vuollekoski. 2005. Capacity of riparian buffer zones to reduce sediment concentrations in discharge from peatlands drained for forestry. *Silva Fennica* 39(3): 331-339
- Ouellette, C., A.D. Bogen, S.C. Courtenay, and A. St-Hilaire. 1997. Potential environmental impact of peat moss harvesting on the Richibucto River in New Brunswick. *Bull. Aquacul. Assoc. Canada*. 97-2: 81-83

- Ouellette, C. 2002. Effets des particules de tourbe sur un environnement estuarien utilisant la crevette de sable *Crangon septemspinosa* comme bioindicateur. MSc. Thesis. Université de Moncton. 171 pp
- Ouellette, C., S.C. Courtenay, A. St-Hilaire and A.D. Bohen. 2006. Impact of peat moss released by a commercial harvesting operation into an estuarine environment on sand shrimp *Crangon septemspinosa*. *J. Applied Ichthyol.* 22(1),15-24
- 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 pp

BIBLIOGRAPHIE

- Air and Water Branch. 1987. Some environmental impacts of peat harvesting in Northeastern New Brunswick. Air and Water Branch, Environmental Protection, Atlantic Region, Environment Canada.
- Barton, B.A. 1977. Short-term effects of highway construction on the limnology of a small stream in southern Ontario. *Freshwater Biology* 7: 99-108.
- Baumgaertner, I.V. 1978. Settling Velocity. In: Faurbanks, R.W., Bourgeoi, J. (Eds), *The Encyclopedia of Sedimentology*. Dowden, Hutchison and Ross, Stroudsburg, Pennsylvania, p. 735.
- Bilby, R.E. 1985. Contributions of road surface sediment to a western Washington Stream. *Forest Science* 31(4): 827-838.
- Boto, KG and WH Patrick Jr. 1979. Role of wetlands in the removal of suspended sediments. P.479-489 In P.E. Greeson, J.R. Clark and J.E. Clark (eds) *Wetland Functions and Values: The State of Our Understanding Proceedings of the National Symposium on Wetlands*, American Water Resources Association, Minneapolis, NB USA.
- Bragg, O.M. and J.H. Tallis. 2001. The sensitivity of peat-covered upland landscapes. *Catena* 42: 345-360
- Brylinsky, M. 1995. Evaluation of the impact of peat moss deposits at Mill Creek, New Brunswick. *Publication of the Acadia Center for Estuarine Research*, Acadia University. (Wolfville, Nova Scotia, Canada) 12 pp.
- Camp, Dresser & McKee, Inc. 1981. *Effect of Peat Mining on Fish and Other Aquatic Organisms in the Upper Midwest*, US Fish and Wildlife Service, Washington, DC. USA, 73pp.
- Clausen, J. C. 1981. *The Quality of Runoff from Natural and Disturbed Minnesota Peatlands*. (Paper presented at the Sixth International Peat Congress, Duluth)
- Clausen, J.C. and K.N. Brooks. 1983. Quality of runoff from Minnesota peatlands: I. A characterization. *Water Resources Bulletin* 19 (5): 763-772
- Curry, A.R. and S.W. MacNeill. 2004. Population-level responses to sediment during early life in brook trout. *Journal of the North American Benthological Society* 23(1): 140-150.
- Dupieux, N. 1998. La gestion conservatoire des tourbières. *Espaces naturels de France*. 244p.

- Efron, B. 1979. Bootstrap methods: another look at the jackknife. *Ann. Statist.* 7: 1-26
- Eisman, D. 1993. *Suspended Matter in the Aquatic Environment*. Springer-Verlag: London. 315 pp
- Eger, P., K. Lapakko, B. Johnson and A. Loiselle 1985. Drainage quality from a sod peat mine, first year results. *Proceedings of the Peat and the Environment '85*. International Peat Society Symposium. Jönköping, Sweden, Sept 17-20, 1985.
- Environnement Canada. 1996. Politique fédérale sur la conservation des terres humides - Guide de mise en oeuvre à l'intention des gestionnaires des terres fédérales. Direction de la conservation de la faune, Service canadien de la faune, Environnement Canada.
- Fifield, J.S. 2001. Effective sedimentand erosion control for construction sites. *Stormwater* 2(1): 52-56.
- GEMTEC Limited. 1993. *Design, installation and monitoring of siltation ponds, Peat Bog 567, Lamèque Island, New Brunswick*. New Brunswick Ministry of Natural Resources and Energy, Fredericton, N.B. Open File, 93-4, 87pp
- GEMTEC Limited 1994. Peatland runoff study, Bog No. 16, Acadieville, New Brunswick. New Brunswick Department of Natural Resources and Energy, Minerals and Energy Division, Open File Report 94-10, 89 pp.
- Gregory, J.D., R.W. Skaggs, R.G. Broadhead, R.H. Culbreath, J.R. Bailey and T.L. Foutz. 1984. *Hydrologic and Water Quality Impacts of Peat Mining in North Carolina*. Report No. 214. Retrieved May 08, 2001, from <http://www2.ncsu.edu/ncsu/wrri/reports/report214.html>
- Hannon, G.P. and P.J. Coffey. 1984. Control of silt in peatland waters. Proceedings of the 7th International Peat Congress, Dublin, Ireland, 18-23 June 1984. Volume II: 237-251
- Heikkinen, K. 1990. Transport of organic and inorganic matter in river, brook and peat mining water in the drainage basin of the River Kiiminkijoki. *Aqua Fennica* 20 (2): 143-155
- Haraldsen, T.K. et P. Stålnacke. 2006. Methods for water quality smapling and load estimation in monitoring of Norwegian agricultural catchments. *Nordic Hydrology* 37(1): 81-92
- Holden, J. and T. P. Burt, 2002. Infiltration, runoff and sediment production in blanket peat catchments: implications of field rainFall simulation experiments. *Hydrological Processes* 16: 2537-2557

- Ihme, R., K. Heikkinen and E. Lakso. 1991a. The use of overland flow for the purification of runoff water from peat mining areas. Publications of the Water and Environment Research Institut. National Board of Waters and the Environment, Finland. No. 9
- Ihme, R., K. Heikkinen and E. Lakso. 1991b. Peat filtration, field ditches and sedimentation basins for the purification of runoff water from peat mining areas. Publications of the Water and Environment Research Institut. National Board of Waters and the Environment, Finland. No. 9
- Joensuu, S., E. Ahti and M. Vuollekoski. 2001. Discharge water quality form old ditch networks in Finnish peatland forests. *Suo* 52(1): 1-15
- Joensuu, S. 2002. Effects of ditch network maintenance and sedimentation ponds on export loads of suspended solids and nutrients from peatland forests. Doctoral thesis, Finnish Forest Research Institute, Research Papers 868.
- Joensuu, S., E. Ahti, & M. Vuollekoski. 1999. The effects of peatland forest ditch maintenance on suspended solids in runoff. *Boreal Environment Research* 4: 343-355.
- Johansson, J.A. & Olofsson, H. 1985. *Drainage water quality of peat mining areas*. Peat and the Environment '85 International Peat Society Symposium, Jönköping, Sweden.
- Kløve, B. 1997. Comparison and development of ditch structures (bed pipe barriers) in reducing suspended solids concentration in waters flowing from peat mining sites. *Boreal Environment Research* 2: 275-286
- Kløve, B. 1998. Erosion and sediment delivery form peat mines. *Soil and Tillage Research* 45:199-216.
- Kløve B. 2000a. Effect of peat harvesting on peat hydraulic properties and runoff generation. *Suo* 51(3): 121 -129
- Kløve, B. 2000b. 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
- Kløve, B. and L. Bengtsson. 1999. Runoff generation in a plough-drained cutover fen in Central Finland. *Journal of Hydrology* 218:, 157-168.
- Kolesin, V.N. and V.V. Yanushevskiy. 1985. *Peat deposits drainage and environment*. Peat and The Environment '85 International Peat Society Symposium, Jönköping, Sweden.

- Lewis, J. 1996. Turbidity-controlled suspended sediment sampling for runoff-event load estimation. *Water Resources Research* 32(7): 2299-2310.
- Madej, M.A. 2005. The role of organic matter in sediment budgets in forested terrain. *Sediment Budgets 2*. Proceedings of symposium S1 held during the Seventh IAHS Scientific Assembly at Fox do Iguaçú, Brazil, April 2005. IAHS Publication 292.
- Matthews, E. and I. Fung. 1987. Methane Emission from natural wetlands: global distribution, area and environmental characteristics of sources. *Global Biogeochemical Cycles* 1: 61-86.
- MGI Limited. 1994. *Assessment of remediation feasibility, unnamed tributary to Mill Creek, Rexton, NB*. Prepared for Malpec Peat Moss Ltd, Rexton, NB, Canada by: MGI Limited, Fredericton, NB, September 1994, 10 pp.
- MRN (Ministère des ressources naturelles). 2001. Une politique provinciale pour l'extraction de tourbe: Une stratégie de développement total pour le secteur de la tourbe au Nouveau-Brunswick. Ministère des ressources naturelles.
- McCubbin, R. 1981. General assessment guidelines for peatland developments. Environmental Protection Service, Newfoundland District, Environment Canada. 13pp
- Nieminen, M., E. Ahti, H. Nousiainen, S. Joensuu et M. Vuollekoski. 2005. Capacity of riparian buffer zones to reduce sediment concentrations in discharge from peatlands drained for forestry. *Silva Fennica* 39(3): 331-339
- Olsson, T. 1985. *Effects of mire drainage and peat extraction on benthic invertebrates and fish*. Peat and The Environment '85 International Peat Society Symposium, Jönköping, Sweden.
- Ouellette, C., A.D. Boghen., S.C. Courtenay, and A. St-Hilaire. 1997. Potential environmental impact of peat moss harvesting on the Richibucto River in New Brunswick. *Bull. Aquacul. Assoc. Canada*. 97-2: 81-83
- Ouellette, C., A.D. Boghen, S.C. Courtenay and A. St-Hilaire. 2003. "Influence of peat substrate on the distribution and behavior patterns of sand shrimp *Crangon septemspinosa* under experimental conditions." *Journal of Applied Ichthyology*, 19(6): 359-365
- Ouellette, C. 2002. Effets des particules de tourbe sur un environnement estuarien utilisant la crevette de sable *Crangon septemspinosa* comme bioindicateur. MSc. Thesis. Université de Moncton. 171 pp

- Ouellette, C., S.C. Courtenay, A. St-Hilaire and A.D. Boghen. 2006. Impact of a peat moss spill on an estuarine environment using the sand shrimp *Crangon septemspinosa* as a biosentinel. *Journal of Applied Ichthyology*, 21:1-10
- Paivanen, J. 1973. Hydraulic conductivity and water retention in peat soils. Report from the Faculty of Agriculture and Forestry of the University of Helsinki, Finland. *Acta Forestalia Fennica* 129: 1-70
- Panu, U.S. 1989. Hydrological assessment of peat mining operations in domed bogs: a case study. *Canadian Water Resources Journal* 14 (3): 54-65
- Pavey, B., A. St-Hilaire, S.C. Courtenay, TBMJ Ouarda and B. Bobée. (2006, Submitted). Exploratory study of suspended sediment concentrations downstream of harvested peat bogs. *Environmental Monitoring and Assessment* (accepted).
- Phillips, D. 1990. *The Climates of Canada*. Downsview, ON: Canadian Government Publishing
- Robertson, M.J., D.A., Scruton, R.S. Gregory and K.D. Clarke. 2006. Effect of suspended sediment on freshwater fish and fish habitat. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2644: v + 37 pp.
- Rothwell, J. J., Robinson, S.G., Evans, M.G., Yang, J., Allott, T.E.H. 2005. Heavy metal release by peat erosion in the Peak District, Southern Pennines, U.K. *Hydrological Processes* 19(15): 2973-2989
- Rubec, C.D.A. 2000. *Canadian Wetland Inventory : Hard Issues and Realities*. Wetland Inventory Workshop. January 24-25, 2000. Ottawa, Ontario. 6 p
- Rühling, Å and G. Tyler. 1973. Heavy metal deposition in Scandinavia. *Water, Air and Soil Pollution* 2(4): 445-455
- Sallantausta, T. and A. Patila. 1985. Nutrient transport in runoff water from Finnish peatland drainage and peat mining areas. In A complement to the Proceeding of the Peat and the Environment '85. International Peat Society Symposium. Jönköping, Sweden, Sept 17-20, 1985.
- Schlottzhauer, S.M. and J. Price. 1999. Soil-water flow dynamics in a managed cutover peat field, Quebec: Field and laboratory investigations. *Water Resources Research* 35(12): 3675-3683
- Schuler, T.S. 2000. *Impact of suspended and deposited sediment*. The Practice of Watershed Protection: Article 14: 64-65
- Sedibac, http://www.bio-innov.ca/En/sedibac_en.htm (retrieved on 08 May 2003).

- Selin, P. and K. Koskinen. 1988. The sedimentation ponds as the water treatment system in the peat production areas and their effect on the water quality and plankton communities. *Verb. Internat. Verein. Limnol.* 23: 1564-1571
- Selin, P. and T. Nyrönen 1985. Some concepts to prevent the environmental effects of the peat production. *Proceedings of the Peat and the Environment '85*. International Peat Society Symposium. Jönköping, Sweden, Sept 17-20, 1985.
- Shoty, W. 1986. Impact of peatland drainage waters upon aquatic ecosystems. Report No. NRCC 27415. National Research Council of Canada. Ottawa, Ontario. 63 p.
- St-Hilaire, A., D. Caissie, R.A. Cunjak and G. Bourgeois. 2005. Streambed sediment composition and deposition in a forested stream: spatial and temporal analysis. *River Research and Applications* 21: 883-898.
- St-Hilaire, A., S.C. Courtenay, C. Diaz-Delgado, B.Pavey, T.B.M.J. Ouarda, A. Boghen and B. Bobée. 2006. Suspended sediment concentrations downstream of a harvested peat bog: analysis and preliminary modeling of exceedances using the logistic regression. *Canadian Water Resources Journal* 30(3): in press.
- Stern, E.M. and W.B. Stickle. 1978. Effects of turbidity and suspended material in aquatic environments. USEPA Dredged Material Research Program, Final report 1978. Vicksburg, MS. pp1-116.
- Sweeting, R.A. 1994. "River Pollution". In *The Rivers Handbook: hydrological and ecological principles vol.2*. Ed. P. Calow and GE Petts. Don Mills: Oxford University Press. pp23-32
- Surette, C., G. Brun and V.N. Mallet. 2002. Impact of a commercial peat moss operation on water quality and biota in a small tributary of the Richibucto River, Kent County, New Brunswick, Canada. *Archives in Environmental and Contaminant toxicology* 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 pp
- Thibault, J. 2006. *Peat Industry Review 2005*. New Brunswick Department of Natural Resources and Energy. Minerals and Energy Division. Bathurst, NB, 4 pp
- Trow Consulting Engineers Ltd. 1996. Instream sediment control techniques field implementation manual. OMNR, Northeast Science and Technology. FG-007.109 p.
- Walling, D.E. and C.M. Amos. 1999. Source, storage and mobilization of fine sediment in a chalk stream system. *Hydrological Processes* 13: 323-340

- Waters, T.J. 1995. *Sediment in Streams: Sources, Biological Effects and Controls*. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society. 215 p.
- Wentworth, C.K. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology* 30: 377-392.
- Wetzel, R.G. 1975. *Limnology*. Philadelphia: W.B. Saunders Company
- Wood, P.J. and P.D. Armitage. 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management* 21 (2): 203-217.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice-Hall.

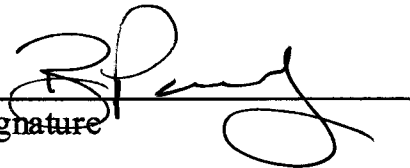
**REPROGRAPHIE DE LA REMISE FINALE
DU MÉMOIRE OU DE LA THÈSE**

Lors de la remise finale de mon mémoire ou de ma thèse, les photocopies ont été effectuées par :

l'étudiant(e) :

*Les photocopies effectuées par l'étudiant(e)
seront sous sa responsabilité.*

BRONWYN PAUEY
Nom


Signature

Nom du directeur de recherche: ANDRÉ ST-HILAIRE

Nom du co-directeur de recherche: BERNARD BOBÉE et SIMON COURTENAY

Boursier ou non-boursier: