

**Université de Québec
Institut national de la recherche scientifique (INRS)
Centre Eau Terre Environnement**

**Évaluation des concentrations des sédiments en suspension
en aval de deux bassins de sédimentation situés dans deux
tourbières exploitées au Nouveau-Brunswick**

Par

Mohammed Aziz ES SALHI

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

Jury d'évaluation

Examineur interne : Taha B.M.J. Ouarda
INRS-Eau Terre Environnement

Examineur externe : Guillaume Fortin
Département d'histoire et de géographie
Université de Moncton

Codirecteurs de recherche : Marie Clément
Pêches et Océans Canada
Simon Courtenay
Pêches et Océans Canada et Canadian Rivers Institute

Directeur de recherche : André St-Hilaire
INRS-Eau Terre Environnement

Dédicace

À la mémoire de mon père El Haj Es Salhi 1939-2010 :

Tu as toujours été présent pour moi et tu resteras en moi pour toujours.

*J'oublierai jamais le proverbe : 'La science sans conscience
n'est que ruine de l'âme'*

*Ce travail est le fruit de tes sacrifices que tu as
consenti pour mon éducation et ma formation.*

Merci d'être dans ma vie.

Remerciements

Au terme de cette étude, je tiens à exprimer ma profonde reconnaissance à mon encadrant **Professeur André St-Hilaire**, pour m'avoir accueilli au sein de son équipe de recherche et pour avoir mis à ma disposition tous les moyens nécessaires afin de mener à bien ce projet de recherche. Pour les précieux conseils qu'il m'a prodigués, la confiance et pour l'intérêt soutenu avec lequel il a entouré ce travail, je lui adresse ma vive gratitude et mon profond respect.

Je remercie également ma co-encadrante **Marie Clément** pour l'enthousiasme avec lequel elle a guidé ce travail, pour sa disponibilité et pour m'avoir continuellement fourni les moyens nécessaires pour ma recherche.

Je tiens à remercier vivement mes co-encadrants : **Daniel Caissie** et **Simon Courtenay** pour leur disponibilité et pour m'avoir donné la possibilité d'enrichir et développer mes connaissances et d'atteindre le but désiré de la recherche. Merci pour les suggestions qui ont permis d'améliorer les différentes versions de ce travail.

Je réserve une pensée toute particulière à **Peter Hardie**, mon accompagnant sur le terrain, qui a partagé avec moi des hauts et des bas, pour les conseils fructueux et pour toute l'aide qu'il m'a si bienveillamment accordée au cours de la réalisation du présent travail de recherche. Thank you my friend, you have a great heart!

Je tiens à adresser un remerciement particulier au **Professeur Taha B.M.J. Ouarda** pour ces conseils fructueux et ses qualités humaines qui m'ont aidé à avancer dans mon parcours d'étude.

Mes vifs remerciements sont également adressés à tous les professeurs de l'INRS, Université de Québec et plus particulièrement à ceux du Centre Eau et Environnement ainsi que pour leurs efforts et leurs contributions à ma formation.

Au terme de ce travail, je tiens à exprimer ma reconnaissance à tous les membres du MPO à Moncton où j'ai procédé à la majorité de mes analyses et en particulier, à Sylvie Robichaud, Sara Boyce, Tobie Surette, Stephane Leblanc, Loubna Benyahya et Marie-Hélène Thériault qui m'ont généreusement accordé de leurs temps pour m'aider à effectuer différents tâches pour la réalisation du présent travail.

L'aboutissement de ce mémoire a aussi été encouragé par de nombreuses discussions avec des collègues de disciplines variées, je cite en particulier Pascal Matt, Barbara Martel, Aymen Ben Aissa, Valérie Ouellet, Dan Beveridge et

Pr. Chebana Fateh; grand merci. Merci à tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce présent projet.

Je tiens à souligner également tout le support financier et technique de **Premier Horticulture** et remercier tout le personnel qui a contribué à la réalisation du présent travail de recherche. Je remercie aussi **Jacques Thibault** pour son aide et ses commentaires qui ont contribué à la réalisation de ce présent projet.

J'exprime ma profonde gratitude à tous les membres du jury, en particulier, aux **Professeurs Taha B.M.J. Ouarda** et **Guillaume Fortin** d'avoir bien voulu évaluer mon mémoire. Merci!

Finalement j'adresse un grand et chaleureux merci à toute ma famille et ma belle famille, ma conjointe, mes frères et sœurs qui ont toujours été présents lorsque j'en ai eu besoin, vous m'avez toujours donné l'espoir d'aller de l'avant. Merci beaucoup!

Table des matières

DÉDICACE	II
REMERCIEMENTS	III
TABLE DES MATIÈRES	V
LISTE DES TABLEAUX	IX
LISTE DES FIGURES	XI
RÉSUMÉ	XV
ABSTRACT	XIX
CONTRIBUTION DE L'ÉTUDIANT	XXIII
CONTRIBUTION DES CO-AUTEURS	XXIII
PARTIE I	1
CHAPITRE 1 SYNTHÈSE	1
1.1 Introduction et revue de littérature	3
1.2 Objectifs du projet	31
1.3 Structure du mémoire	33
1.4 Méthodologie	35
1.4.1 Description des sites et des stations	35
1.4.2 Mesures sur le terrain	36
1.4.3 Mesure du volume de la tourbe dans le bassin de sédimentation	39
1.4.4 Calibration	39
1.4.5 Analyses statistiques	40
1.4.6 Efficacité du bassin de sédimentation.....	41
1.5 Résultats	43
1.5.1 Résultats du suivi et de l'analyse des sédiments en aval de la tourbière Hardwood-Baie Ste-Anne	43
a. Conditions hydro-météorologiques.....	43
b. Les concentrations des sédiments en suspension	43
c. Déposition des sédiments.....	46
1.5.2 Résultats du suivi et de l'analyse des sédiments en aval de la tourbière de Rogersville	48
a. Conditions hydro-météorologiques.....	48
b. Concentrations de sédiments en suspension.....	49
c. Déposition des sédiments.....	53
1.6 Conclusion et recommandations	57

1.6.1 Tourbière Hardwood	57
1.6.2 Tourbière de Rogersville.....	59
1.7 Références	65
PARTIE II	69
CHAPITRE 2 INFLUENCE OF HYDROMETEOROLOGICAL CONDITIONS AND PEATLAND EXTRACTION OPERATIONS ON SUSPENDED SEDIMENT CONCENTRATION AND DEPOSITION IN THE EAST BRANCH PORTAGE RIVER, NEW BRUNSWICK (CANADA)	69
ABSTRACT	73
2.1 Introduction	75
2.2 Methodology	79
2.2.1 Description of the sites and stations	79
2.2.2 Field measurements	79
2.2.3 Survey of peat volume in the sedimentation pond.....	81
2.2.4 Calibration	82
2.2.5 Statistical Analyses	82
2.3 Results	85
2.3.1 Hydroclimatic conditions.....	85
2.3.2 Suspended Sediment Concentrations	85
2.3.3 Sediment deposition	88
2.4 Discussion and conclusion	91
ACKNOWLEDGEMENTS	97
2.5 References	99
PARTIE III	115
CHAPITRE 3 EFFICIENCY OF A SEDIMENTATION POND LOCATED DOWNSTREAM OF AN EXPLOITED PEATLAND AND FIRST ANALYSIS OF THE EFFECTS OF THE INCLUSION OF A SIMPLE HYDRAULIC STRUCTURE	115
ABSTRACT	119
3.1 Introduction	121
3.2 Methodology	125
3.2.1 Description of the sites and stations	125
3.2.2 Field measurements	126
3.2.3 Survey of peat volume in the sedimentation pond.....	127
3.2.4 Calibration	127
3.2.5 Statistical Analysis	128
3.2.6 Sedimentation Pond Efficiency.....	128

3.3 Results	129
3.3.1 Hydroclimatic conditions.....	129
3.3.2 Suspended sediment concentrations.....	129
3.3.3 Sediment Deposition	133
3.4 Discussion and conclusion	137
ACKNOWLEDGEMENTS	143
3.5 References	145
ANNEXE.....	161

Liste des tableaux

Tableau 1-1 :	Valorisation de la tourbe dans le monde selon le domaine d'utilisation (International Peat Society, 2001).....	4
Tableau 1-2 :	Statistique sur l'utilisation des tourbières du Nouveau-Brunswick (données en hectares) (Tiré de Poulin et al., 2004).....	6
Tableau 1-3 :	Vitesses de sédimentation en fonction du diamètre moyen des particules (Tiré de WSUD, 2006).....	16
Tableau 1-4 :	Le modèle Finlandais (Selin et al., 1984 dans Gemtec, 1993).....	21
Tableau 1-5 :	Le modèle Irlandais (Hannon and Coffey, 1984, dans Gemtec, 1993).....	21
Table 2-1:	Total monthly precipitation during June to September in 2007 and 2008, average precipitation between 1971 and 2000 for June to September, and average discharge for East Branch Portage River during June to September in 2007 and 2008.....	103
Table 2-2:	Pearson correlation coefficients (r) and significance levels (p) between SSC and precipitation and SSC and discharge for 2007 and 2008.....	104
Table 2-3:	SSC percentage exceedance at the three stations (C1, C2, and C3) in 2007 and 2008 during the monitored days.....	105
Table 3-1:	Total monthly precipitation, July to October in 2008 and 2009, average total monthly precipitation (1971 to 2000) for July to October, and average discharge during July to October in 2008 and 2009.....	148
Table 3-2:	Pearson correlation coefficients (r) and significance levels (p) between SSC and precipitation and SSC and discharge for 2008 and 2009. Significant correlations ($p < 0.05$) are shaded.....	149
Table 3-3:	Pearson correlation coefficients (r) and significance levels (p) between Efficiency and precipitation and Efficiency and discharge for 2008 and 2009. Significant correlations ($p < 0.05$) are shaded.....	150
Table 3-4 :	Exceedance of various SSC thresholds at stations C1 and C2 in 2008 and 2009 during the monitored days.....	151

Liste des figures

Figure 1-1 :	Répartition des différents types de terres humides au Canada sur l'ensemble des provinces (Tarnocai et al., 2002).	5
Figure 1-2 :	Les zones où sont concentrées les tourbières dans la province du Nouveau-Brunswick. (Poulin et al., 2004).	6
Figure 1-3:	Diagramme de Hjulström illustre le comportement de la vitesse de l'eau en fonction de la taille des particules (Marsh, 2005).	17
Figure 1-4 :	Les différentes estimations de l'efficacité hydraulique afin de déterminer le paramètre de turbulence (WSUD, 2006).	18
Figure 1-5 :	Les éléments clés du bassin de sédimentation (WSUD, 2006)	19
Figure 1-6 :	Barrage seuil avec a) seuil rectangulaire et b) régulation du niveau d'eau par une trappe (Vautier, 2007).	20
Figure 1-7 :	Exemple de lagunes avec macrophytes (Vautier, 2007).	20
Figure 1-8 :	Rapport entre (a) les débits de conception et la superficie drainée sur certaines tourbières au Nouveau-Brunswick et (b) volume du bassin et superficie de drainage (tiré de Gemtec, 1993).	24
Figure 1-9 :	Schéma d'un aménagement finlandais avec zone inondable adjacente et seuil inversé (tiré de Klove, 2000, cité dans Pavey, 2006).	27
Figure 1-10 :	Exemple de conduites formant un seuil de contrôle à l'exutoire du bassin de sédimentation (tiré de Klove, 2000).	28
Figure 1-11 :	Modèle de structure du filtre de tourbe et test de modèle (tiré de Ihme et al., 1991b).	29
Figure 2-1:	Study area with station and site locations in the East Branch Portage River in New Brunswick (Source: Premier Horticulture modified in 2010).....	106
Figure 2-2 :	Example of calibration curve of the Optical Back Scatterometer at Station C3 at the East Branch Portage River, 2008	107
Figure 2-3 :	Time Series of Suspended Sediment Concentration (SSC) in 2007 from calendar days 131 to 313: a) Station C1, b) Station C2, c) Station C3, d), Discharge, and e) Daily Precipitation (Environment Canada -Miramichi Station RCS).	108
Figure 2-4 :	Time Series of Suspended Sediment Concentration (SSC) in 2008 from calendar days 149 to 275: a) Station C1, b) Station C2, c) Station C3, d) Discharge, and e) Daily Precipitation (Environment Canada –Miramichi Station RCS)..	109

Figure 2-53 :	Box plot of the SSC at Stations C1, C2 and C3 in 2007 (a) and 2008 (b). The black, horizontal line within each box plot represents the median. ...	110
Figure 2-6:	Median percentage of the sediment deposited in the sediment traps installed at Site 1 through Site 5 in the East Branch Portage River in 2007 and 2008. The deposited sediment was classified into three grain size categories: clay and silt ($d \leq 0.0625\text{mm}$), sand ($0.125 \leq d < 2\text{mm}$), and very fine gravel ($2 \leq d \leq 4\text{mm}$).....	111
Figure 2-7 :	Median percentage of the sediment deposited in the sediment traps installed at Site S1 through Site S5 in the East Branch Portage River in 2007 and 2008. The deposited sediment was classified into three grain size categories: clay and silt ($d \leq 0.0625\text{mm}$), sand ($0.125 \leq d < 2\text{mm}$), and very fine gravel ($2 \leq d \leq 4\text{mm}$).....	112
Figure 2-8 :	Box plot of the median percentage of organic content for: a) sediment smaller than 2mm in size for 2007; b) sediment smaller than 2mm in size for 2008; c) sediment greater than 2mm in size for 2007; and d) sediment greater than 2mm in size for 2008 from sediment traps deployed at Sites 1 through 5.....	113
Figure 3-1:	Study area with station and site locations in the Rogersville Peatland in New Brunswick. (Premier Horticulture modified, 2010).	152
Figure 3-2 :	Sedimentation pond after baffle installation in the Rogersville Peatland in New Brunswick with b1, b2 and b3 indicating the baffles installed in the sedimentation pond on October 16 and 17, 2008 (days 290 and 291).....	153
Figure 3-3:	Example of calibration curve of the Optical Back Scatterometer at C2 in the Rogersville, 2009.	153
Figure 3-4 :	Time Series of Suspended Sediment in 2008 from days of the year 149 to day 275: a) Station C1, b) Station C2, c) Station C3, d), Discharge, e) Daily Precipitation, and f) Pond Efficiency.....	154
Figure 3-5:	Time Series of Suspended Sediment in 2009 from days of the year 149 to day 275: a) Station C1, b) Station C2, c) Station C3, d), Discharge, e) Daily Precipitation, and f) Pond Efficiency.....	155
Figure 3-6:	Box plot of the SSC at Stations C1, C2 and C3 in 2008 (a) and 2009 (b).	156
Figure 3-7:	Median percentage of the sediment deposited in the Sedibacs installed at Site 1 through Site 4 in a stream downstream of Rogersville peatland in 2008 and 2009. The deposited sediment was classified into three grain size categories: clay and silt ($d \leq 0.0625\text{mm}$), sand ($0.125 \leq d < 2\text{mm}$), and very fine gravel ($2 \leq d \leq 4\text{mm}$).	157

Figure 3-8:	Median percentage of the sediment deposited in the Sedibacs installed at Site 1 through Site 4 in the Rogersville River in 2008 and 2009. The deposited sediment was classified into three grain size categories: clay and silt ($d \leq 0.0625\text{mm}$), sand ($0.125 \leq d < 2\text{mm}$), and very fine gravel ($2 \leq d \leq 4\text{mm}$).	158
Figure 3-9 :	Box plot of the median percentage of organic content for: a) sediment smaller than 2mm in size for 2008; b) sediment smaller than 2mm in size for 2009; c) sediment greater than 2mm in size for 2008; and d) sediment greater than 2mm in size for 2009 from sediment traps deployed at Sites 1 through 4.....	159
Figure A-1 :	Exemple d'une station hydrologique dans la tourbière de Rogersville : a) et b) la station C3 en amont du bassin de sédimentation équipée d'un pluviomètre et boîte d'enregistrement des données fonctionnant avec un panneau solaire, c) turbidimètre (Optical Back Scatterometer (OBS)) avec la brosse de nettoyage, installé dans une cage de protection contre les débris. d) station C1 en aval de la superficie récoltée dans un cours d'eau relié à la rivière Barnaby. Cette station est souvent impactée par les activités des Castors en amont de la station. e) entretien de la station en amont du bassin de sédimentation. f) grands aspirateurs utilisés dans l'extraction de la tourbe.	162
Figure A-2 :	a) et b) la station C3 en aval du bassin de sédimentation affectée par le dépôt des débris provenant des canaux de drainage et au voisinage de la station-tourbière de Rogersville. c) et d) procédé de nettoyage du bassin de sédimentation à l'aide d'une excavatrice et rejet des sédiments collectés aux alentours du bassin de la tourbière Hardwood, e) une bôme flottante mal placé dans le bassin de sédimentation de la tourbière de Rogersville.	163
Figure A-3 :	De a) à c) les épis installés dans le bassin de sédimentation saturés en sédiments accumulés. d) Bassin de sédimentation saturé en tourbe - tourbière de Rogersville. e) Une vue longitudinale du bassin de sédimentation de la tourbière de Rogersville avec les îles formées en accumulation de tourbe avec la profondeur effective P1 dépassant la profondeur de tourbe P2.....	164
Figure A-4 :	Différentes expériences réalisées au laboratoire MPO-Moncton : a) procédé de filtration des échantillons de sédiments provenant de la calibration des stations hydrologiques. b) procédé de tamisage pour la granulométrie des sédiments. c) les trappes à sédiments appelés Sedibacs. d) Four de 500°C, pour brûler les matières organiques (principalement la tourbe).....	165

Figure A-5 : a) Zone tampon en aval du bassin de sédimentation créé par les activités du castor. b) mesures de l'accumulation de la tourbe dans le bassin de sédimentation-tourbière de Rogersville. 166

Résumé

La récolte de la tourbe est une industrie en pleine croissance au Canada. Elle est également pratiquée dans plusieurs pays nordiques entre autre pour répondre à la demande dans le domaine de l'horticulture. Toutefois, la récolte de tourbe peut avoir des effets négatifs sur le milieu environnant tels qu'une charge sédimentaire accrue associée à l'eau de drainage provenant des tourbières exploitées qui se déverse dans les cours d'eau et les rivières en aval de la zone récoltée. L'objectif du présent projet est de mener une étude comparative sur l'efficacité des différentes méthodes d'atténuation de la charge sédimentaire produite par les tourbières exploitées et de tester une approche visant à améliorer l'efficacité des bassins de sédimentation. Deux différentes tourbières (Hardwood et Rogersville) au Nouveau-Brunswick, Canada, ont été étudiées, toutes deux exploitées par Premier Horticulture. Un premier objectif spécifique du présent projet était de déterminer si une corrélation existait entre le débit et la concentration de sédiments en suspension (CSS) et entre les précipitations et les CSS pour les deux tourbières. Les autres objectifs consistaient à déterminer si la charge sédimentaire et l'efficacité du bassin de sédimentation était influencée par les activités d'exploitation ou d'entretien. En outre, un bassin de sédimentation a été modifié durant la présente étude et des épis ont été installés afin de vérifier si l'ajout d'une telle structure pouvait améliorer l'efficacité du bassin de sédimentation. Enfin, les données sur les types et la taille des sédiments déposés dans la rivière en aval des bassins de sédimentation ainsi que la teneur en matière organique de ces sédiments ont été recueillies et analysées.

La tourbière Hardwood a un bassin de sédimentation dont la dimension est en accord avec les lignes directrices du Nouveau-Brunswick. Trois stations de suivi ont été installées dans la rivière Portage, qui reçoit les eaux de drainage, pendant la période sans glace en 2007 et 2008. La station 1 était située à 2km en aval de la tourbière exploitée, tandis que la station 2 était située à 10 m en aval de la confluence de la rivière East Branch Portage et d'un chenal (dépression) formé par les eaux de drainage de la tourbière exploitée. La station C3 est située à environ 600 m en amont de la station C2 et de toutes les activités opérationnelles durant cette présente étude. Les données ont été recueillies sur ces sites du 11 mai au 9 novembre 2007 et du 28 mai au 1^{er} octobre 2008.

La tourbière de Rogersville, un site actif avec un réseau de drainage à grande échelle, possède un bassin de sédimentation de taille qui ne correspond pas aux lignes directrices du Nouveau-Brunswick. Le bassin est situé à environ 78 m en aval de la zone de récolte de tourbe. Sa longueur, de 170 m ainsi que la profondeur de 0.5 m ne correspondent pas aux normes recommandées au Nouveau-Brunswick.

Le suivi des sédiments à Rogersville, qui a eu lieu du 27 juin au 25 novembre en 2008 et du 7 mai au 9 décembre en 2009, a été l'une des premières études à mesurer les CSS simultanément à l'entrée et à la sortie du bassin de sédimentation. Les CSS ont été mesurées également dans le cours d'eau récepteur, à 1,16 km en aval du bassin de sédimentation. Des épis ont été installés dans le bassin de sédimentation à la mi-octobre en 2008 pour déterminer si ces structures pouvaient améliorer l'efficacité du bassin en ralentissant l'écoulement. Ces épis sont restés en place pendant le reste de 2008 et tout au long de la période d'étude en 2009 et n'ont jamais été enlevés.

Pour le suivi de la sédimentation en aval des bassins, cinq sites ont été équipés de quatre trappes à sédiments chacun pour la tourbière Hardwood et ce durant les deux années de suivi. Quatre sites, avec 3 trappes à sédiments chacun, ont été mis en place pour la tourbière de Rogersville durant la période d'étude. À la tourbière Hardwood, un site de suivi de la sédimentation a été placé dans une zone tampon qui est entre le bassin de sédimentation et la rivière.

Dans les deux tourbières, il a été constaté que les CSS n'étaient ni significativement corrélées avec la précipitation, ni avec les débits. Cependant, des séries chronologiques des CSS, débits et des précipitations ont montré que certains niveaux élevés des CSS ont été causés par des événements importants des débits et/ou précipitations.

À la tourbière de Rogersville, il a été conclu que les mesures négatives de l'efficacité du bassin de sédimentation ont été associées à de fortes précipitations, mais seulement une très faible corrélation existait entre les précipitations et l'efficacité du bassin. Les activités de nettoyage du bassin de sédimentation ont eu une influence assez importante sur les niveaux des CSS, mais l'entretien des bassins n'a pas été suffisant pour assurer l'efficacité optimale du bassin de sédimentation.

Dans les deux tourbières, la norme néo-brunswickoise des CSS de 25mg/L a été dépassée à chaque station et à chaque année. À la tourbière Hardwood, la station la plus affectée a été la station 2, située immédiatement en aval de la tourbière. La

norme y a été dépassée 47% du temps en 2007 et 52% du temps en 2008. À Rogersville, les plus faibles taux de dépassements de la norme ont été trouvés à la station 1 avec un taux de dépassement de 64% du temps en 2008 et 62% du temps en 2009.

À Rogersville, il n'a pas été possible de conclure que les épis ont contribué à améliorer l'efficacité du bassin de sédimentation. Une fois installés, les épis n'ont jamais été nettoyés. Une meilleure efficacité du bassin aurait pu éventuellement avoir été enregistrée si les épis avaient été correctement entretenus. Le faible volume du bassin de sédimentation et le fait qu'il ne corresponde pas aux lignes directrices du Nouveau-Brunswick ont également été des facteurs contribuant à la faible performance des épis.

Le sable était le type de sédiment dominant déposé en aval des tourbières exploitées (Hardwood et Rogersville) durant les deux années, avec des quantités croissantes trouvées dans les sites les plus en aval. En outre, le pourcentage du contenu organique pour les sédiments inférieurs à 2 mm a été plus élevé que le pourcentage du contenu organique pour les sédiments supérieurs à 2 mm dans les deux tourbières pendant les deux années. À la tourbière Hardwood, le contenu organique était plus important dans les sédiments déposés dans le site 5 que sur les sites moins affectés de 1 à 4. Le contenu organique pour le site 5, pour les sédiments de tailles inférieures à 2 mm en 2007, a été significativement différent de celui des autres sites. À Rogersville, le contenu organique des sédiments inférieurs à 2 mm en 2008 a diminué progressivement de l'amont vers l'aval (sites 4 à 1), mais aucune différence significative n'a été trouvée entre les sites. En 2009, le site 2 a eu la plus haute valeur pour le contenu organique des sédiments inférieurs à 2 mm et le site 1 a le contenu organique le moins élevé.

Abstract

Peat harvesting is a growing industry in Canada. Peat harvesting is also carried out in several Nordic countries to meet the demand for horticultural grade peat moss. However, harvesting has some undesirable side effects such as drainage water containing peat sediment that flows into streams and rivers downstream of the harvested area. These sediments have been shown to negatively affect the natural environment. The aim of the project is to conduct a comparative study of the effectiveness of different methods of attenuation of sediment load produced by harvested peat bogs, with a special emphasis on the effectiveness of sedimentation ponds.

Two different peat bogs, both operated by Premier Horticulture, in New Brunswick, Canada were studied for the current project; the Hardwood and Rogersville peat bogs.

One objective of the study was to investigate if a relationship existed between discharge and suspended sediment concentration (SSC) and between rainfall and SSC on the East Branch Portage River and at the Rogersville peat bog. Other objectives were to determine if relationships existed between the efficiency of the sedimentation pond and harvesting activities or maintenance. In addition, one pond was modified during the study and baffles were added to verify if such structures would increase pond efficiency. Finally, data about the type and size of sediment deposited in the rivers downstream of the sedimentation ponds as well as the organic content of those deposits were gathered and analyzed.

The Hardwood peatland has a sedimentation pond which meets the New Brunswick design guidelines. Three stations were monitored during the ice-free period of 2007 and 2008. Stations 1 and 2 were located respectively 2 km and 200 m downstream of the harvested peatland and Station 3 was located approximately 600 m upstream of all operational activities. Data were gathered at these sites from May 11th to November 9th in 2007 and from May 28th to October 1st in 2008.

The Rogersville peatland, a well established and active harvested site with extensive drainage, had a sedimentation pond size that did not correspond to New Brunswick standards. The pond is located approximately 78 m downstream of the peat production area. Its length of 170 m was much higher than the recommended standard. This study, which took place from June 27th to November 25th in 2008 and

from May 7th to December 9th in 2009, was one of the first to measure SSC at both the inflow and outflow of the sedimentation pond. SSC was also measured at Station 1 at a point approximately 1.16 km downstream of the sedimentation pond. At the Rogersville bog, baffles were installed in mid-October 2008 in the sedimentation pond to determine if they would improve the efficiency of the pond. These baffles remained in place for the remainder of 2008 and throughout the study period in 2009 and were never removed.

Five sites with four sediment traps each were established at Hardwood in both years and four sites with three sediment traps each were set up at Rogersville in both years. At each peat bog, site 1 was located the furthest downstream of the sedimentation pond with each subsequent site moving further upstream. At Portage, site 5 was located in the buffer zone between the sedimentation pond and river, in an area close to harvesting activities.

In both study areas, it was found that SSC levels were neither significantly correlated with precipitation nor discharge, although time series of SSC, discharge and rainfall suggested that some of the high SSC events were triggered by high discharge and/or precipitation.

At Rogersville, it was found that negative pond efficiency measurements were triggered by heavy rainfall, but only a very weak correlation existed between rain and pond efficiency. Pond cleaning activities, however, had an important influence on SSC levels but cleaning on its own was not enough to ensure optimal sedimentation pond efficiency. Although pond cleaning did eventually decrease SSC levels at both the Rogersville and Hardwood settling ponds, pond maintenance can induce an increase in SSC for a period of up to one month.

At both Rogersville and Hardwood, the New Brunswick SSC maximum threshold of 25mg/L was exceeded at each station in each year. At Hardwood, the most impacted station was Station 2, which exceeded the threshold 47% of the time in 2007 and 52% of the time in 2008. At Rogersville, lower exceedances were found at Station 1 with the threshold being exceeded 64% of the time in 2008 and 62% of the time in 2009. At Rogersville, no conclusive evidence was obtained indicating that the baffles helped to improve the efficiency of the pond. Once installed, the baffles were never cleaned. Better pond efficiency may possibly have been recorded, had the baffles been properly maintained. Small pond volume and the fact that the sedimentation pond did not conform to the New Brunswick guidelines were also likely factors in poor basin performance.

Sand was the dominant sediment type deposited downstream of the harvested peat bogs (Hardwood and Rogersville) in both years with increasing quantities found further downstream. As well, the percentage organic matter < 2 mm was higher than the percentage organic content > 2 mm at both bogs in both years. At Hardwood, more organic content was found in the deposited sediment at site 5 than at the less impacted sites 1 through 4. Organic content at site 5, for grain sizes < 2 mm in 2007 was found to be significantly different than sites downstream of the harvested area. At Rogersville, in 2008, organic content < 2mm was found in diminishing quantities from site 4 to 1 but no significant differences were noted between sites. In 2009, for organic content < 2 mm, site 2 had the highest organic content and site 1 had the least. The two sites were found to be significantly different from each other.

Contribution de l'étudiant

Dans le cadre de ce présent projet de recherche, mes contributions; qui ont été complétées avec l'aide de mon directeur de maîtrise de recherche et mes codirecteurs; incluent les éléments suivants :

- Participer à l'élaboration du protocole de recherche et d'échantillonnage;
- Compléter tous les travaux de suivi sur le terrain, avec l'aide de techniciens du Ministère de Pêches et océans du Canada;
- Procéder à toutes les analyses en laboratoire (filtrations, analyses granulométriques);
- Compléter toutes les analyses statistiques;
- Rédiger en tant qu'auteur principal les deux articles du présent mémoire.

Contribution des co-auteurs

André St-Hilaire (directeur) a supervisé les travaux et a vérifié la réalisation des différentes analyses statistiques et a collaboré à la rédaction des articles.

Marie Clément (co-directrice), biologiste au MPO, a fourni l'équipement et les espaces de laboratoire, organisé les sorties sur le terrain, a participé à l'élaboration des protocoles de mesure et d'analyse, a supervisé le calcul des volumes de bassins de sédimentation et a collaboré à la rédaction des articles.

Simon C. Courtenay (co-directeur), chercheur au MPO et au Canadian Rivers Institute a fourni de nombreux conseils pour le protocole d'échantillonnage, a supervisé les analyses statistiques comparatives et a révisé les manuscrits.

Daniel Caissie, chercheur au MPO à Moncton : a participé aux visites sur le terrain, a fourni les instruments de mesures hydrologiques et a participé à leur installation. Il a donné de nombreux conseils concernant les différentes approches d'analyses des données.

Peter Hardie, technicien sénior au MPO a participé à l'organisation des visites de terrain, au déploiement, à l'installation et à l'entretien des équipements utilisés dans le présent projet de recherche ainsi qu'aux analyses en laboratoire.

PARTIE I
CHAPITRE 1 SYNTHÈSE

1.1 Introduction et revue de littérature

Les tourbières couvrent 400 millions d'hectares de la superficie terrestre (Lappalainen, 1996) et 50% à 70% de toutes les terres humides au monde. Les tourbières forment des écosystèmes uniques pour la faune et la flore. Elles regroupent certaines espèces rares et en voie de disparition. Selon les études de Joosten (2004) et Poulin et al. (2004), 90 % des tourbières se trouvent dans l'hémisphère Nord aux latitudes moyennes et subpolaires.

Une tourbière est souvent caractérisée à partir de l'épaisseur de la couche de tourbe accumulée, qui est très variable. À titre d'exemple, en Allemagne, un milieu humide est considéré comme une tourbière si l'épaisseur de la couche de tourbe atteint 30 cm, tandis qu'en Irlande on utilise une valeur seuil de 45 cm. Au Canada, l'épaisseur utilisée pour reconnaître un milieu humide comme étant une tourbière est 40 cm (Poulin et al., 2004).

L'exploitation des tourbières a fait apparition vers 1880. La médecine figure comme premier domaine d'utilisation de la tourbe (Pacurar et al., 2007) (voir tableau 1-1 pour plus de détail sur la valorisation de la tourbe dans le monde).

L'exploitation des tourbières prend différentes formes allant de méthodes artisanales aux techniques hautement mécanisées. Environ 30 millions de m³ de tourbe blonde; fibreuse et peu humique (tourbe composée principalement de sphaignes, souvent récoltée dans les couches supérieures des tourbières; Rydin and Jeglum, 2006) sont utilisés en horticulture. Selon l'étude de Joosten (2009), la superficie totale dans le monde des tourbières dégradées par l'exploitation était 44,763700 ha en 1990 et 42,638100 ha en 2008.

Tableau 1-1 : Valorisation de la tourbe dans le monde selon le domaine d'utilisation (International Peat Society, 2001)

Pays	Usage énergétique	Usage pour l'horticulture
	(× 1000 m ³)	
Belarus	10,281	764
Canada	0	10,317
République tchèque	0	171
Estonie	2,955	3,484
Finlande	23,483	2,420
Allemagne	0	9,473
Hongrie	0	212
Irlande	13,959	2,400
Lituanie	1,189	819
Norvège	0	120
Pologne	0	750
Russie	11,283	1,115
Suède	2,700	1,400
Ukraine	1,758	315
Afrique du Sud	0	42
Royaume-Uni	40	2,500
États-Unis	0	1,421
Total	67,648	37,723

Les tourbières du Canada couvrent 111 millions d'hectares, représentant 76% des 127 millions ha. de terres humides à travers le pays (Zoltai, 1988). La superficie des tourbières cultivées est estimée à 40,000 ha au Canada. Entre 914 000 et 1 216 000 tonnes de tourbe sont transigées par année au pays (Daigle et al., 2001). Les tourbières au Canada représentent 17% de la superficie totale du pays (figure 1-1), leur exploitation est en pleine expansion.

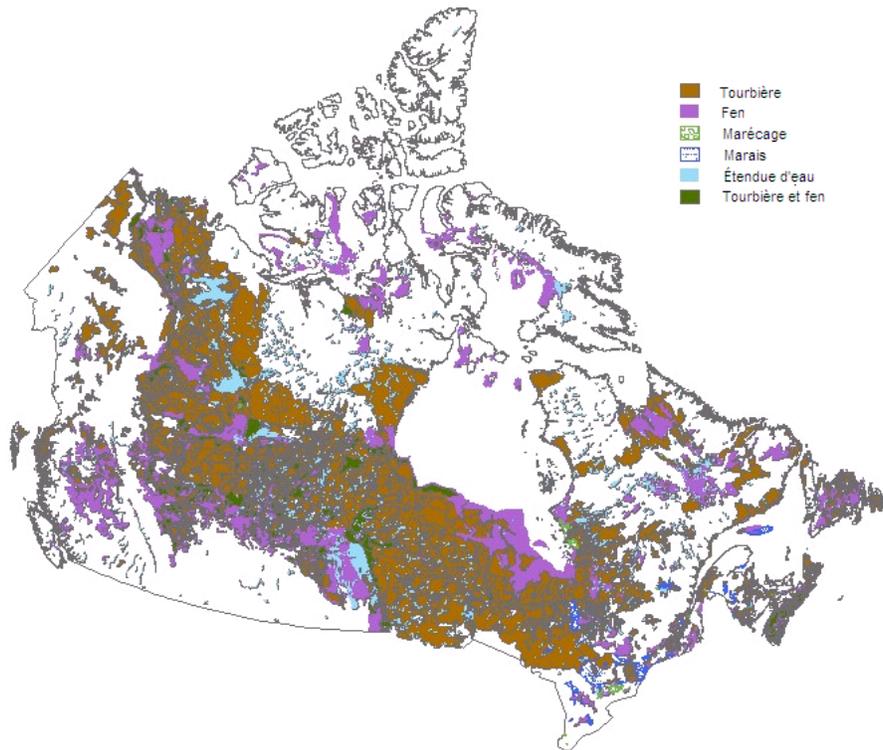


Figure 1-1 : Répartition des différents types de terres humides au Canada sur l'ensemble des provinces (Tarnocai et al., 2002).

Au Nouveau-Brunswick (N.-B.), province où s'est déroulée cette étude, les tourbières recouvrent 2% de la superficie de la province (140,000 ha), dont 5,500 ha sont présentement utilisés pour la production de la tourbe (Département des Ressources Naturelles Nouveau-Brunswick, 2009). La province du N.-B. fait partie du Réseau Canadien des terres protégées depuis 1992 et a établi une politique de conservation des terres humides en 2001 (tableau 1-2). Avec l'expansion dans le secteur urbain et industriel, le nombre des écosystèmes protégés a diminué. Au N.-B., les tourbières qui figurent dans la politique de conservation représentent 15,404 ha. (11% de la superficie totale des tourbières au N.-B.) (Poulin et al., 2004) (voir figure 1-2).

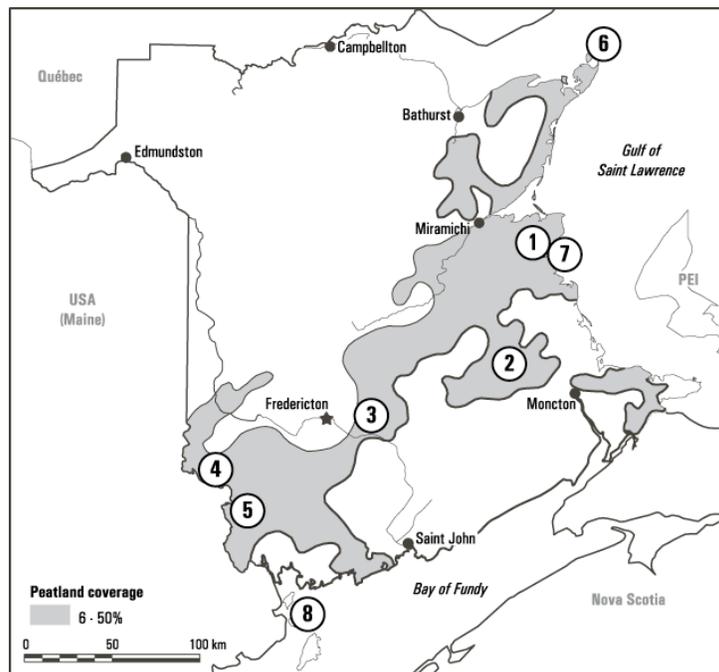


Figure 1-2 : Les zones où sont concentrées les tourbières dans la province du Nouveau-Brunswick. Les numéros encadrés indiquent les zones conservées possédant un nombre significatif de tourbières (Poulin et al., 2004).

Tableau 1-2 : Statistique sur l'utilisation des tourbières du Nouveau-Brunswick (données en hectares) (Tiré de Poulin et al., 2004)

Superficie Totale des tourbières	140000
Perte totale des tourbières	7250
Production hydroélectrique	150
Agriculture (incluant la production des canneberges)	100
Drainage pour la foresterie	0
Extraction de la tourbe	6800
Autres (les routes, l'expansion urbaine et industrielle)	200
Tourbières protégées	15404

Les sites de récoltes mécanisées nécessitent un drainage intensif de la superficie exploitée afin d'assécher la tourbe qui peut ensuite être récoltée à l'aide d'aspirateurs industriels. L'utilisation des aspirateurs industriels augmente l'érodabilité de la tourbe en place et en modifie la disponibilité des sédiments. Ainsi, le drainage intensif et le dénuement de la surface exploitée augmentent significativement le débit de l'eau de drainage qui se déverse dans le milieu naturel.

De manière générale, les charges sédimentaires en rivière peuvent être divisées en 3 catégories : 1) la saltation 2) le charriage et 3) la matière en suspension. La saltation fait référence à une cascade de remise en suspension de sédiments déjà en rivière et le charriage transporte les sédiments plus grossiers sur le lit du cours d'eau. Dans le présent projet, on s'attarde uniquement à la troisième catégorie, c'est-à-dire les sédiments en suspension qui sont généralement composés de sédiments plus fins que les deux autres catégories.

L'eau de drainage est chargée de sédiments (particules de tourbe et minérales). Afin de minimiser les impacts de cette charge sédimentaire sur le milieu aquatique qui reçoit les eaux de drainage, des bassins de sédimentation sont souvent installés en aval du réseau de drainage pour permettre aux sédiments de décanter. Au Canada, certaines provinces exigent qu'un bassin de sédimentation soit installé en aval du réseau de drainage des tourbières exploitées (Daigle et al., 2001). Les lignes directrices de la province du Nouveau-Brunswick stipulent que la concentration de solides en suspension (CSS) dans l'eau de drainage qui atteint les milieux naturels ne doit pas dépasser 25 mg/l (Thibault, 2001). La section suivante fera un survol sur différentes recherches et études portant sur les impacts des tourbières en exploitation sur l'environnement.

Les études des impacts potentiels des eaux de drainage provenant des tourbières en exploitation ont principalement été développées depuis 1987 (Environment Canada, 1987). Ces études qui ont été effectuées au Nord-Est du N.-B. avaient pour objectifs de déterminer l'impact des eaux de drainage des tourbières en exploitation sur l'habitat aquatique. Ces études ont trouvé des concentrations assez importantes de tourbe dans le milieu naturel mais la tourbe n'était pas toxique. Par contre, il a été démontré que l'accumulation de sédiments provenant du drainage des tourbières récoltées pourrait avoir un impact sur l'habitat aquatique (Environment Canada, 1987).

Hormis le constat d'Environnement Canada (1987), l'impact de la tourbe sur l'habitat aquatique a été peu traité dans les études antérieures. Le système de drainage des tourbières exploitées peut affecter la qualité de l'eau des cours d'eau avoisinants, ce qui peut affecter la flore et la faune. Il a été montré que la température de l'eau croît dans les tourbières récoltées dû à l'absence d'ombre provenant de la végétation sur les berges des étendues d'eau. Une tourbière exploitée avait une température de l'eau cinq degrés plus chauds qu'une tourbière naturelle. Ceci peut avoir un impact négatif sur la faune aquatique. La présence de matière organique peut diminuer les concentrations en oxygène dissous et augmenter les concentrations en azote et phosphore, ce qui peut produire le phénomène d'eutrophisation. L'augmentation de la turbidité est aussi un impact de la présence excessive des sédiments. Cela peut réduire la photosynthèse (Glooschenko, 1990).

Des échantillons de sédiments avoisinant les tourbières exploitées peuvent contenir jusqu'à 90% de tourbe (Surette et al., 2002). Mallet et al. (2005) ont évalué l'impact des particules de tourbe sur le cycle biologique de l'huître américaine (*Crassostrea virginica*) notamment sur la physiologie. Ces dernières sont reconnues pour leur tolérance aux eaux turbides. Il a été démontré en laboratoire qu'après cinq semaines, l'ingestion de la tourbe n'a aucun effet toxique sur les huîtres, le taux de mortalité était le même chez les huîtres exposées à la tourbe (et qui en ont ingérée) est celles qui ne l'ont pas été. Même pour des concentrations supérieures à la norme néo-brunswickoise de 25 mg/L, la tourbe n'a eu aucun effet négatif sur la physiologie chez l'huître américaine. Une autre étude a examiné la réponse alimentaire et le taux d'absorption de tourbe chez la même espèce. L'étude a démontré que les huîtres ingèrent des particules de tourbe mais qu'elles sont incapables de les absorber (Strychar and MacDonald, 1999).

Les impacts des particules de tourbe sur les écosystèmes estuariens ont également été quantifiés dans le cadre d'une étude effectuée dans la région Mill Creek, un tributaire de la rivière Richibouctou au N.-B. Les enquêtes effectuées de juillet à septembre de 1996-1998 ont indiqué que la présence de tourbe pouvait affecter la distribution et le poids des crevettes de sable (*Crangon septemspinosa*), un crustacé abondant dans les zones peu profondes des estuaires de la région. Le dépôt de tourbe a aussi causé un étouffement de la couche benthique, qui a réduit la richesse spécifique et la densité d'individus de plusieurs espèces présentes dans le substrat (Ouellette et al., 2006).

Castro and Reckendorf (1995) ont étudié les effets des sédiments sur les milieux aquatiques, il a mentionné que les sédiments peuvent être nocifs pour les poissons qui fraient dans le gravier du lit des cours d'eau et pour les organismes benthiques qui vivent dans ces mêmes habitats, car les sédiments se déposent sur le gravier et colmatent les interstices, bloquant ainsi le passage d'oxygène. Ce résultat a aussi été confirmé par l'étude de Glooschenko (1990).

L'étude de Surette et al. (2002) a démontré l'influence directe des opérations d'extraction de tourbe sur la qualité de l'eau de la zone avoisinante. Des échantillons d'eau ont présenté des concentrations assez élevées en phosphore et en carbone organique. D'autre part, la présence du mercure libéré à partir des particules de tourbe provenant des eaux de drainage peut affecter le milieu récepteur. Les échantillons de sédiments dans la zone proche de la tourbière avaient des concentrations en mercure 10 fois plus élevées que celles des sites de référence. Cependant, le mercure ne semble pas être bioaccumulé par les espèces présentes comme en témoignaient les faibles concentrations de Hg dans les tissus d'anguilles et de choquemorts échantillonnés (Surette et al., 2002).

Actuellement, les mesures d'atténuation des impacts des sédiments, notamment des sédiments en suspension qui proviennent des tourbières sont devenus un sujet de recherche important. Les études antérieures ont démontré différentes méthodes expérimentales de contrôle des concentrations des sédiments en suspension (CSS) selon les conditions appropriées. Mais différents facteurs, qui ont été identifiés par plusieurs recherches, peuvent influencer les CSS comme le débit, la superficie exploitée et les précipitations.

Plusieurs recherches ont été faites sur le transport des sédiments en suspension, mais il n'y a pas assez d'études qui décrivent l'interaction entre les sédiments et l'eau qui les portent. Les difficultés existent dans l'étude du transport des sédiments, car de nombreuses variables sont impliquées en même temps, à titre d'exemple (Muste, 2002) :

- La concentration des sédiments et les gradients de vitesse à travers la profondeur du cours d'eau;
- La turbulence dans un cours d'eau;
- L'irrégularité de la géométrie des particules des sédiments;
- La présence simultanée d'un intervalle de tailles de particules.

Le protocole d'échantillonnage des CSS en rivière a été le sujet de différentes études, par exemple, à la station de North Fork sur le rivière Mad, près de Korb, en Californie. Dans cette étude, 90% de la charge de CSS s'est produite dans 20% du temps au cours d'une période de 31 jours. La détermination des périodes de CSS élevées permet d'avoir des résultats plus précis sur l'estimation des concentrations moyennes ou de la charge sédimentaire. Malgré sa difficulté d'application sur le terrain, une méthode d'échantillonnage minimisant le biais et la variance, tel qu'un échantillonnage aléatoire, est recommandée. Par contre, cette approche peut être plus difficile et coûteuse à appliquer sur le terrain qu'un échantillonnage systématique (Thomas, 1988).

Comme mentionné auparavant, un bassin de sédimentation peut réduire les CSS. Après une longue période de fonctionnement, un bassin de sédimentation peut être vidé, mais certains auteurs (e.g. Silver et al., 2009) ont noté que l'accumulation de sédiments peut permettre la croissance de la végétation, ce qui transforme progressivement le bassin en zone tampon, permettant ainsi une certaine filtration de l'eau. L'étude de Silver et al. (2009) a précisé que la construction d'un autre bassin de sédimentation à côté des zones tampons minimise l'effet des CSS sur le milieu récepteur. L'étude d'Ihme et al. (1991a) confirme cette conclusion. Plusieurs études sur les techniques de rétention des sédiments (bassins de sédimentation, réseaux de drainage, canalisation de rétention) provenant des opérations d'extraction de la tourbe ont été complétées en Finlande. Entre autres, une étude à Oulu a fait le suivi de l'utilisation des zones tampons pour réduire l'apport des sédiments. Les zones tampons étaient constituées de terres humides et de strates herbacées. Sur une des trois tourbières échantillonnées, une réduction des CSS de 44 à 74% et de 20 à 30% de matières organiques a été observée en aval de la zone tampon. Par contre, les deux autres sites avaient des CSS plus élevées et il a été démontré que la matière organique s'est infiltrée à travers ces zones tampons parce qu'elles n'étaient pas utilisées de façon efficace. Une couche de tourbe épaisse est préférable afin d'éviter tout contact des eaux de drainage avec le sol minéral dans la zone tampon (Ihme et al., 1991a). Un bassin de sédimentation avec un réseau de drainage et une zone tampon permettra de réduire les CSS mieux qu'un seul bassin de sédimentation. Idéalement, la zone tampon doit être naturelle et représenter une superficie équivalente à 2% de la zone d'extraction de la tourbe. L'eau doit s'écouler sur l'ensemble du réseau de drainage. Le choix de la zone tampon doit se faire afin d'éviter la création des chenaux d'écoulement préférentiel, ce qui empêche une bonne diffusion des eaux chargées de sédiments et diminue l'efficacité filtrante de la

zone (Ihme et al., 1991a). Un autre élément préventif est l'étude du bassin versant et de sa topographie afin de sélectionner une configuration du réseau de drainage qui minimise la génération de sédiments (Chakrapani, 2005).

Une étude a été réalisée à Pohjansuo et Jamsankoski au centre de la Finlande, ayant pour objectif l'élaboration d'un modèle conceptuel utilisé pour l'évaluation du contrôle d'érosion (drainage contrôlé, bassins de sédimentation et plaine d'inondation artificielle) (Klove, 1998). La sédimentation de la tourbe a été traitée sous différents aspects dans le laboratoire à l'aide d'une colonne de sédimentation. Il a été conclu que la vitesse moyenne de sédimentation dépend de la concentration initiale des solides en suspension. Les vitesses et concentrations des sédiments durant la première heure de sédimentation étaient de 56,4 cm/h à une concentration de 12,8 mg/l (n=6), et 56,1 cm/h à une concentration de 123,6 mg/l (n=6). La moyenne de vitesse de sédimentation et la température durant la première heure de sédimentation était respectivement 57,9 cm/h à 1,2°C (n=6) et 54,6 cm/h à 23,5°C; Il semble donc que la température ambiante soit un facteur non-négligeable dans la détermination des taux de sédimentations. La tourbe qui a été mouillée pendant 0,5 jours (n=12) présentait une sédimentation assez faible par rapport à la tourbe mouillée pendant 5 jours (n=1);

Parallèlement aux travaux en laboratoire, Klove (1998) a analysé les processus d'érosion lors de précipitations intenses simulées sur des sites expérimentaux de 100 m². Les pluies simulées avaient des intensités de 4,2 et 6 mm/min pour une durée de 15 min dans les deux cas, faisant un total respectivement de 63 et 90 mm. Les CSS ont été mesurées dans l'eau de drainage qui s'écoulait vers un seuil jaugeur en V. Les échantillons d'eau (250 ml) ont été pris à un intervalle de trois minutes. L'érosion dans les canaux et celle survenant à la surface exposée à la pluie ont été mesurées séparément.

Les faits saillants des résultats de cette expérience sont :

- La charge sédimentaire (kg/s) est proportionnelle au débit.
- Quand la lame d'eau qui ruisselle à la surface est égale à la lame précipitée, la capacité de transport de sédiment demeure constante, mais le taux d'érosion diminue graduellement à cause de la réduction de la disponibilité du matériel érodable.
- Les canaux de drainage ont principalement contribué à augmenter la charge sédimentaire durant le second événement pluvieux simulé. La source de cette contribution accrue est probablement les sédiments qui se sont déposés dans les canaux durant le premier événement pluvieux.

Une autre étude a été menée dans la tourbière Pohjansuo en Finlande au cours de la période de fonte des neiges. Cette étude a révélé une réduction de 65% de la CSS en partie grâce à la présence d'une zone avec végétation. L'utilisation d'un bassin de sédimentation et d'une plaine d'inondation végétalisée est mise en pratique dans presque toutes les tourbières finlandaises exploitées (Klove, 2000).

Nieminen, et al. (2005) ont démontré l'efficacité des zones tampons en aval de sept tourbières drainées pour la foresterie en Finlande. Les superficies des zones tampons variaient entre 0,09 et 1,03 ha. Les CSS ont été réduites de 82% à 97%. Cette étude a confirmé que l'efficacité dépend non seulement de la taille des zones tampons, mais aussi de la pente, la végétation et le type de sol. D'autres types de lagunes appelées 'lagunes à macrophytes' ont été utilisées pour la rétention des sédiments en suspension (Vautier, 2007).

Des études en agriculture ont démontré l'efficacité des zones tampons pour réduire la charge sédimentaire. Verstraeten et al. (2006) ont démontré que ces zones peuvent filtrer jusqu'à 70% de la charge initiale pour de petites parcelles (exemple de 14,400 m²). Cependant, pour un plus grand territoire, cette efficacité diminue sensiblement entre autres parce que le débit est concentré à l'exutoire (comme dans le cas des tourbières exploitées) et non diffus. Une approche similaire à la lagune à macrophyte et aux zones tampons est celle du marais aménagé (constructed wetland). Ces marais sont juxtaposés à un bassin de sédimentation. Ils diffèrent de la zone tampon parce qu'on y ajoute des structures hydrauliques permettant de ralentir l'écoulement dans le marais. Les marais les plus simples sont simplement munis de seuils. Plusieurs successions de marais et de seuils permettent de ralentir le débit suffisamment pour permettre à la végétation du marais de jouer un rôle de filtre (Braskerud, 2002). Braskerud (2002), dans une étude des zones humides

norvégiennes et du ruissellement agricole a constaté que plusieurs types de marais et de seuils peuvent être utilisés pour ralentir le débit suffisamment pour permettre à la végétation de jouer le rôle de filtre.

Nieminen, et al. (2005) ont étudié leur efficacité en aval de sept tourbières drainées pour l'activité forestière. Les zones tampons variaient en longueur et largeur selon les sites et occupaient entre 0,2% et 5% de la superficie drainée. Pour des CSS ne dépassant pas 100 mg/L, le pourcentage moyen de solides retenus a varié entre 50% (zones tampons les plus petites), jusqu'à 70% pour les zones tampons les plus importantes de superficie entre 0,09-1,03 ha. L'efficacité dépend non seulement de la taille des zones tampons, mais aussi de la pente, de la végétation et du type du sol. Une zone de la tourbière relativement plate avec une végétation riche peut servir comme zone tampon. Un rendement de réduction de concentration de sédiments en suspension de 82% à 97% peut être atteint ponctuellement (Nieminen et al., 2005).

Ilme et al. (1991a) ont aussi étudié l'efficacité de zones tampons sans bassin de sédimentation en amont. Certaines zones tampons ont permis la décantation de 44% à 74% des sédiments de l'eau qui y est filtrée. Cependant, ces auteurs ont décrit des normes de conception très strictes : le débit entrant doit être diffusé dans la zone tampon de telle sorte que la presque totalité de la zone puisse servir à la décantation. La pente doit être de moins de 1%. Le débit filtré ne doit pas dépasser 500m³/ha/jour. La charge totale de sédiment ne doit pas dépasser 1,1 kg/ha/jour. Finalement, il faut s'assurer qu'il n'y ait pas de formation d'écoulement préférentiel dans la zone.

Au Canada, des études antérieures ont évalué si la présence de bassins de sédimentation permettait de diminuer suffisamment la charge sédimentaire sortant des sites exploitées. St-Hilaire et al. (2006) et Pavey et al. (2007) ont étudié la variabilité des CSS ainsi que les dépassements de la norme néo-brunswickoise de 25 mg/L en aval de trois tourbières exploitées au Nouveau-Brunswick. La norme néo-brunswickoise pour les CSS a été dépassée durant plus de 54% des jours échantillonnés. Cette fréquence de dépassement pouvait atteindre 70% à 84% selon les sites et selon les saisons. La fréquence des dépassements de seuils plus élevés que la norme néo-brunswickoise (50 à 2000 mg/L), était également supérieure dans les sites exploités étudiés que dans un site non perturbé (Pavey et al., 2007). L'étude de Pavey et al. (2007) a démontré que les facteurs qui influencent les concentrations de sédiments en suspension, incluent la superficie drainée et le rapport entre la taille du bassin de sédimentation et la superficie exploitée.

Pavey et al. (2007) a également étudié la granulométrie et le taux de déposition des sédiments en aval des bassins de sédimentation. La variation du taux de dépôt de sédiments en aval des zones de récolte a été estimée à 1,33 et 67 kg/m²/année, avec une médiane de 19,42 kg/m²/année, comparativement à une médiane de 4,07 kg/m²/année aux sites de référence non récoltés. La majorité de ces sédiments était composée de sables et de sables fins. Il est fort probable que les particules de tourbe se déposent beaucoup plus loin en aval dans les milieux de faible pente et de faible hydraulité, comme en témoignent les travaux de Ouellette et al. (2006).

Le gouvernement du Nouveau-Brunswick a promulgué des normes suivantes (http://www.irzc.umcs.ca/flash_content/anglais/tt_services5.html) :

- Le volume minimal d'un bassin se calcule d'après un ratio (capacité) de 25 m³ par hectare de tourbière drainée ;
- La profondeur minimale de l'eau dans le bassin, à la sortie, doit être de 1,5 m, tandis que le ratio longueur/largeur du bassin de sédimentation devrait varier entre 6,5 :1 et 12 :1 ;
- Le temps de rétention minimal visé est de deux heures ;
- Lorsque les circonstances le dictent, on doit équiper les bassins de barrages flottants près de la sortie afin de prévenir l'écoulement de débris flottants. L'emplacement de ce type de barrages dépend des conditions sur le terrain ; en général, une distance de 25% de la longueur totale du bassin est suggérée ;
- La surface de drainage utilisée par un bassin de sédimentation ne devrait pas dépasser 100 ha.;
- Dans la mesure du possible, le volume total requis devrait être atteint par l'aménagement linéaire de deux bassins ou plus;
- Le nettoyage des bassins de sédimentation doit être réalisé avant que l'accumulation de la tourbe atteigne 50% et de préférence 25 % du volume total du bassin de sédimentation;
- Les bassins de sédimentation devraient être vidés deux fois au minimum pendant la période de la saison sans gel, afin de prévenir les fuites de la tourbe dans le bassin.

Structures et aménagements à l'intérieur du bassin ou en amont et aval

Il existe différentes configurations de bassins de sédimentation. Les paragraphes suivants feront un survol de la littérature existante sur la conception de bassins de sédimentation, ainsi que les différentes structures tels que les seuils à l'exutoire, qui

peuvent améliorer le rendement des bassins de sédimentation. Ceci permettra de mettre en évidence le choix d'un type de bassin (avec ou sans autre mesure d'atténuation).

Les bassins de sédimentation sont utilisés dans des contextes multiples. Le génie municipal, urbain et le secteur agricole sont les exemples les plus souvent retrouvés dans la littérature. Selon 'Water Sensitive Urban Design-WSUD-'(2006), il y a sept étapes à prendre en considération dans la conception des bassins de sédimentation :

- la détermination du débit lors de la conception;
- l'établissement de la performance souhaitée;
- le dimensionnement;
- la conception du système du débit entrant;
- la conception de la structure en aval du bassin de sédimentation;
- la détermination du type de végétation;
- l'élaboration d'un protocole d'entretien.

La taille requise du bassin de sédimentation est calculée en tenant compte de la vitesse de sédimentation. La fraction de sédiments qui pourra décanter peut être estimée comme suit (WSUD, 2006) :

$$R = 1 - \left[1 + \frac{1}{n} \times \frac{V_s}{Q/A} \times \frac{(d_e + d_p)}{(d_e + d^*)} \right]^{-n} \quad (1)$$

Avec :

R : La fraction des sédiments éliminés;

V_s : la vitesse des sédiments ciblés;

Q/A : le débit par unité de surface du bassin de sédimentation ($m^3/s/m^2$);

n : le paramètre de turbulence relié à l'efficacité hydraulique λ ;

d_e : la profondeur (m) de l'étendue de la retenue au-dessus du niveau permanent du bassin;

d_p : la profondeur (m) du bassin permanent;

d^* : la profondeur au-dessous du niveau permanent du bassin qui est suffisant afin de retenir les sédiments (m).

La vitesse de sédimentation peut être estimée à partir des caractéristiques hydrauliques telles que le nombre de Reynolds et la viscosité cinématique (Jimenez and Madsen, 2003). Le tableau 1-3 collige les vitesses de sédimentation typiques de sédiments minéraux dans une colonne d'eau immobile :

Tableau 1-3 : Vitesses de sédimentation en fonction du diamètre moyen des particules (Tiré de WSUD, 2006)

Classification de la taille de particule	Diamètre de la particule (μm)	Vitesse de sédimentation (mm/s)
Sable très grossier	2000	200
Sable grossier	1000	100
Sable moyen	500	53
Sable fin	250	26
Sable très fin	125	11
Limon grossier	62	2,3
Limon moyen	31	0,66
Limon fin	16	0,18
Limon très fin	8	0,04
Argile	4	0,011

Ces particules minérales sont beaucoup plus denses que les particules organiques de tourbe. La densité de la tourbe est de l'ordre de $0,4 \text{ g/cm}^3$ après drainage de la tourbière (Rydin and Jeglum, 2006), alors que celle de l'argile est de $1,05 \text{ g/cm}^3$. La vitesse de sédimentation de la tourbe est donc nettement inférieure à celle des particules minérales les plus fines.

Pour un régime turbulent similaire (représentée par n dans l'équation 1), la fraction de sédiments déposés sera donc moindre avec une vitesse de sédimentation inférieure, comme dans le cas des particules de tourbe.

Un autre facteur important dans la génération de sédiments en suspension est l'érodabilité des sédiments déposés. La figure 1-3 montre le diagramme de Hjulstrom (Marsh, 2005) qui décrit les seuils d'érodabilité pour différentes granulométries minérales. Les particules de tourbe sont typiquement de taille inférieure ou égale aux particules minérales les plus fines (sables fins et limons) et conséquemment leur seuil d'érodabilité pourrait varier entre 0,5 et 1 m/s.

La figure 1-4 caractérise les différentes formes de bassin selon leur efficacité hydraulique (λ , chiffres en couleur). Cette efficacité est essentiellement un rapport entre le temps de résidence de l'eau et la proportion de sédiments qui décantent (Koskiaho, 2003). Elle présente une relation étroite avec la forme du bassin de sédimentation et les structures hydrauliques comme celles de l'entrée et la sortie du

bassin (Wong et al., 1999). Cette efficacité est jugée satisfaisante si $\lambda > 0,5$. Ainsi, on constate de manière générale que le rapport longueur:largeur est un paramètre qui influence l'efficacité hydraulique. La présence de certaines structures comme des diffuseurs (figure 1-4E), les barrières (figure 1-4G) ou les îlots centrés (figure 1-4P) peuvent créer une turbulence accrue ou permettre la création de gyres, ce qui augmente le temps de résidence et conséquemment, le taux de sédimentation. Il existe d'autres formes de bassin de sédimentation. Hossain et al. (2005) ont étudié l'efficacité de bassin de rétention circulaire en milieu urbain. Le rapport entre le volume du bassin et la superficie drainée dépassait $100 \text{ m}^3/\text{ha}$. L'efficacité moyenne du bassin à faire décanter les solides en suspension était 83,9%. Afin d'augmenter cette efficacité, Hossain et al. (2005) ont placé des barrières à un angle de 60° , quelques mètres en aval de l'entrée du bassin. La présence de ces barrières a permis de doubler le temps de résidence de l'eau dans le bassin.

En Irlande, des bassins de sédimentation ont atteint un rendement de 90%, tandis que les concentrations de sédiment en suspension étaient de l'ordre de 68 mg/L (Hannon and Coffey, 1984).

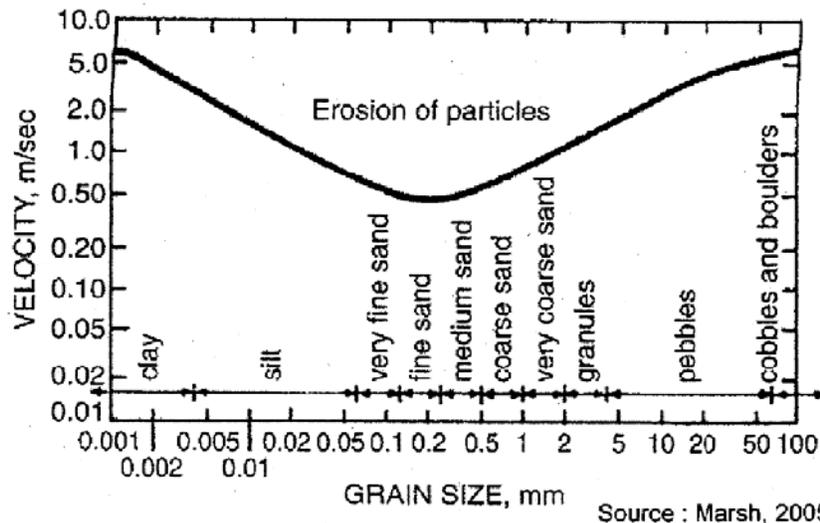


Figure 1-3: diagramme de Hjulström illustre le comportement de la vitesse de l'eau en fonction de la taille des particules (Marsh, 2005).

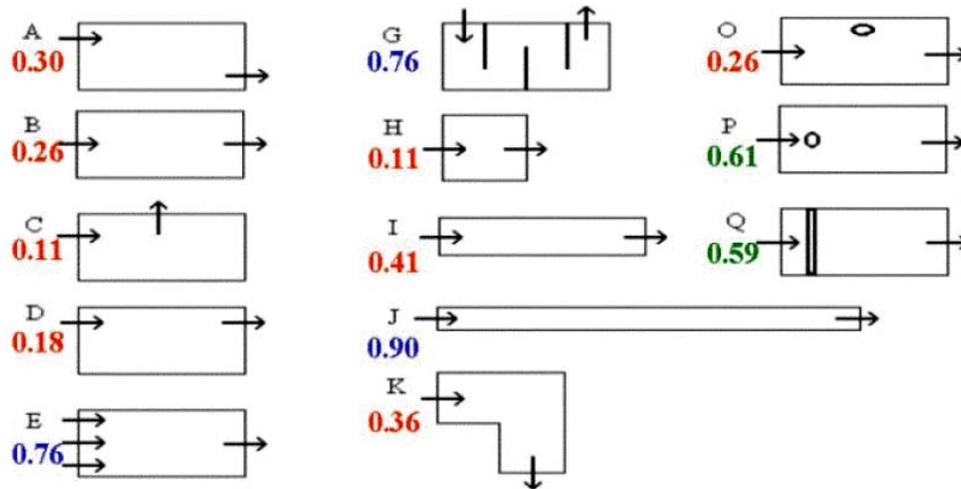


Figure 1-4 : Les différentes estimations de l'efficacité hydraulique afin de déterminer le paramètre de turbulence (WSUD, 2006).

Les principales caractéristiques d'un bassin de sédimentation sont décrites dans la figure 1-5. Pour une bonne pratique dans le dimensionnement des bassins de sédimentation, il faut déterminer en premier lieu un volume utile ou permanent (*permanent pool*) qui soit suffisamment grand pour permettre de réduire la vitesse d'écoulement et conséquemment d'augmenter le temps de rétention en prenant en considération les périodes de crue également. En deuxième lieu, il faut fournir une structure de stockage des particules sédimentées. Pour cela un volume de stockage du bassin de sédimentation (V_s) est nécessaire. Pour les applications municipales, V_s doit habituellement permettre le stockage équivalent au volume des sédiments accumulés de plus de cinq ans. Cette consigne ne s'applique pas aux bassins utilisés sur les tourbières exploitées. Généralement, une particule sera considérée comme ayant décanté si elle dépasse une profondeur d^* (voir équation 2), qui est moins que la profondeur du bassin sédimentation. Cette profondeur est typiquement considérée comme étant environ 1m au-dessus du volume utile.

Le V_s est souvent estimé comme étant le produit de la surface du bassin de sédimentation avec la moitié de la profondeur du bassin permanent ($0,5 \times dp$) ce qui permet de tenir compte des pentes (qui sont habituellement à 45 degrés) du bassin de sédimentation.

Une manière plus détaillée d'estimer ce volume consiste à prendre en considération l'efficacité de sédimentation, le taux de sédimentation et la fréquence de nettoyage (WUSD, 2006) :

$$V_s = A_c \times R \times L_o \times F_c \quad (2)$$

Avec :

A_c : zone de rétention ha;

R : efficacité de capture % (estimé à partir de l'équation (1));

L_o : taux de sédiments accumulés ($m^3/ha/an$);

F_c : fréquence de nettoyage désirée (ans).

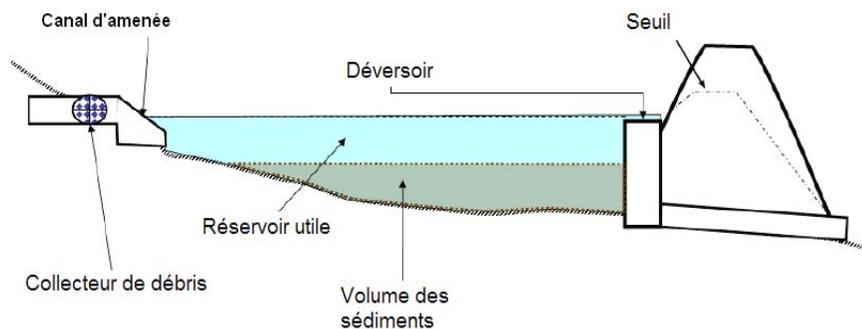


Figure 1-5 : Les éléments clés du bassin de sédimentation (WSUD, 2006)

L'extrémité en aval du bassin de sédimentation est souvent dotée d'un seuil, sorte de mini-barrage permettant une régularisation du débit sortant et un certain laminage des crues. Plusieurs types de seuils déversoirs existent et sont décrits dans la plupart des références de base en hydraulique. Les seuils rectangulaires à large bord sont fréquemment utilisés pour les bassins de sédimentation. D'autres alternatives plus restrictives existent tel que la trappe décrite dans la figure 1-6b.



Figure 1-6 : Barrage seuil avec a) seuil rectangulaire et b) régulation du niveau d'eau par une trappe (Vautier, 2007).

Enfin, une succession ou cascade de bassins en séries peut s'avérer parfois plus efficace qu'un seul bassin. Les bassins en aval du premier peuvent être d'une conception différente. Par exemple, la lagune à macrophytes (figure 1-6) utilise la végétation aquatique comme filtre naturel pour ralentir l'écoulement et retenir les sédiments fins.

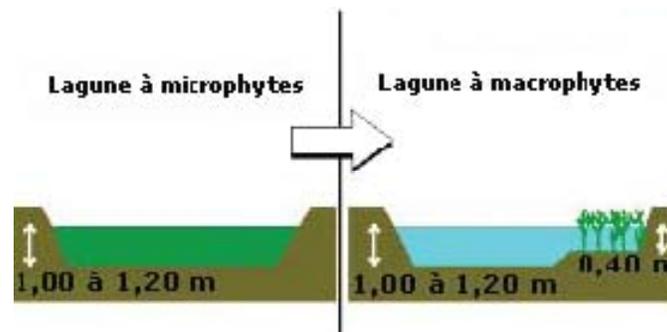


Figure 1-7 : Exemple de lagunes avec macrophytes (Vautier, 2007).

Il existe aussi des mesures d'atténuation supplémentaires qui peuvent être juxtaposées aux bassins de sédimentation. Les études en milieu agricole ont démontré l'efficacité de ces zones tampons pour réduire la charge sédimentaire. L'expérience de Klove (1998) confirme l'aspect multivarié de la problématique des charges sédimentaires associées à l'exploitation des tourbières. Les CSS varient en fonction de l'humidité de la couche superficielle de tourbe, de l'intensité des précipitations, du débit, de même que des conditions météorologiques antécédentes

et du réseau de drainage. Une étude commanditée par le ministère des ressources naturelles du N.-B. a été réalisée par Gemtec au début des années 1990. Cette étude portait sur la conception des bassins de sédimentation pour deux tourbières à l'île de Lamèque, au N.-B. L'étude a considéré un certain nombre de facteurs qui jouent un rôle très important pour la conception de bassins de sédimentation spécifiquement pour retenir les particules de tourbe. Cette étude a revu les normes existantes. Dans la première partie de l'étude, une revue de la littérature sur les normes de conception des bassins a été réalisée. Le tableau 1-4 donne l'exemple de normes de conception en Finlande, tandis que le tableau 1-5 résume les normes irlandaises.

Tableau 1-4 : Le modèle Finlandais (Selin et al., 1984 dans Gemtec, 1993).

Débit	0,003 m ³ /s/ha
Surface du bassin	10 m ² /ha
Temps de rétention	1 heure
Volume annuel des boues	6m ³ /ha
Ratio largeur : longueur	1:3 à 1 :7
Profondeur	1.5 – 2.5 m

Tableau 1-5 : Le modèle Irlandais (Hannon and Coffey, 1984, dans Gemtec, 1993).

Débit	0.00075 m ³ /s/ha
Vélocité maximale dans le bassin	inférieure ou égale 0.15 m/s
Capacité	6m ³ /ha avec nettoyage des intervalles supérieure ou égale à 120 jours
Volume annuel des boues	18m ³ /ha
Largeur optimale	8m
Profondeur optimale	3m
Profondeur minimale	0.3m

De plus, les caractéristiques de neuf sites exploités au N.-B. étant équipés de bassins de sédimentation (un total de 13 bassins) ont été compilées. Ces modèles ont été catégorisés comme suit :

Classes I : Bassins qui fonctionnent convenablement et ne requiert pas d'amélioration (7 bassins).

Classes II : Bassins qui requièrent des réglages mineurs pour la taille et/ou la conception et/ou l'emplacement (3 bassins).

Classe III : Bassins qui ne fonctionnent pas adéquatement et nécessitent des améliorations substantielles (3 bassins).

Selon Gemtec (1993), le facteur principal qui détermine la classe des bassins est le rapport entre le volume et la superficie drainée. Les exceptions notées à cette règle incluent les bassins où la méthode de récolte différait (blocs coupés vs aspiration) et ceux où la configuration du bassin différait significativement des normes (rapport largeur:longueur:profondeur) prescrites. Ceci est lié à l'érodabilité, plus que les particules sont détachables plus qu'elles seront érodables.

Suite à cette revue de la littérature, Gemtec (1993) a procédé à une expérience sur le terrain. Les bassins de sédimentation de deux tourbières ont été redimensionnés pour atteindre une largeur de 7m (voir page 10, Gemtec, 1993) et des pentes à 45°. Ce dimensionnement a été comparé aux critères existants ailleurs (figure 1-8). Des échantillons de solides en suspension ont été récoltés périodiquement à l'entrée et à la sortie des bassins. Les valeurs les plus élevées de CSS ont été mesurées lors du nettoyage des canaux de drainage et ont dépassé 300 mg/L.

Le modèle finlandais présenté dans la figure 1-8 semble permettre de retenir des débits de période de retour supérieurs à 10 ans pour les plus grandes surfaces exploitées, alors que le modèle irlandais retient un débit inférieur à la médiane (période de retour de 2 ans), quelque soit la superficie drainée (figure 1-8a). La figure 1-8b permet de situer les volumes des bassins de sédimentation pour certaines tourbières exploitées au Nouveau-Brunswick et de les comparer aux normes finlandaises et irlandaises. Un seul des trois bassins néo-brunswickois a dépassé la norme finlandaise en ce qui a trait au rapport volume : superficie exploitée (tourbière # 353).

Selon l'étude de Gemtec (1993), l'ajout de bômes flottantes est recommandé en sortie du bassin de sédimentation pour la rétention des matières en suspension. Les recommandations initiales de Gemtec (1993) quant à l'entretien des bassins stipulent que le volume de sédiments accumulés ne doit pas excéder 25 à 50 % du volume total, après quoi, on doit procéder au nettoyage.

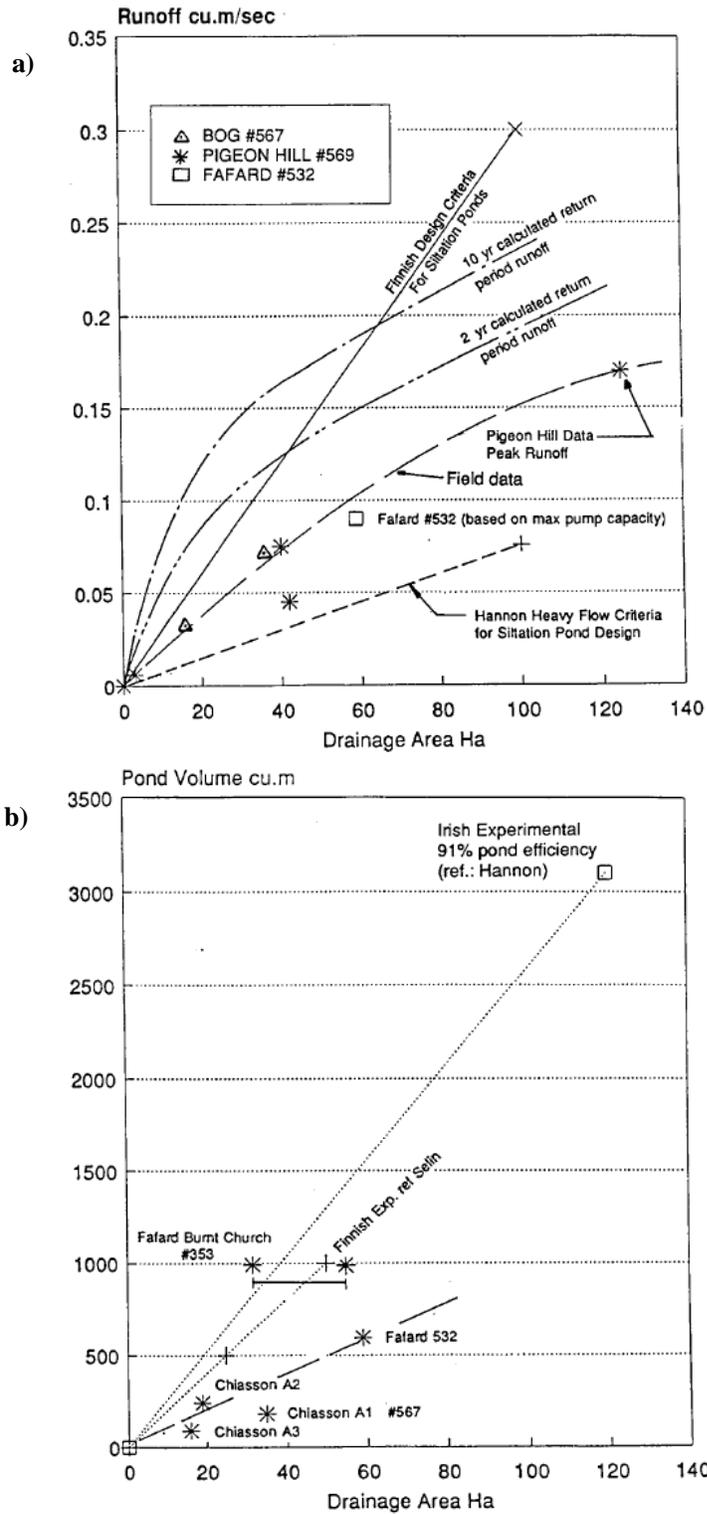


Figure 1-8 : Rapport entre (a) les débits de conception et la superficie drainée sur certaines tourbières au Nouveau-Brunswick et (b) volume du bassin et superficie de drainage (tiré de Gemtec, 1993).

Gemtec (1993) concluait que le ratio de 25 m³/ha apparaît adéquat pour le contrôle des matières en suspension de la tourbe. Les ratios longueur/largeur de l'ordre de : 12 :1, 6.4 :1 et 5.4 :1 pour les bassins de sédimentation testés, semblaient respectivement convenables en tenant compte de la profondeur prescrite de 1,5m. Les taux de dépôt de sédiments en aval des bassins variaient entre 16 à 20 m³/ha/année pour les tourbières non exposés au vent. Dans le cas contraire, les taux de dépôt de sédiments en aval allaient de 30-50 m³/ha/année. Les performances des bassins de sédimentation dépendent de la superficie de drainage, du débit, du ratio volume/superficie, de la fréquence et de la période de nettoyage, de même que des opérations autour de ces bassins (Gemtec, 1993).

Le rôle du vent a été déterminé par une étude en Finlande sur les apports de particules de tourbe dans l'environnement aquatique près de tourbières exploitées. Un modèle de dispersion a été utilisé pour estimer les conditions environnementales. Deux zones ont été étudiées, une zone de à faible exposition au vent et une autre plus exposée. Il a été conclu qu'il est difficile d'évaluer l'impact du vent en raison de sa variabilité. L'érosion éolienne dépend de la qualité de la tourbe, le climat et la période de récolte. Certaines particules de tourbe ont été trouvées à 200m de la zone de récolte. La teneur en humidité et le niveau de décomposition de la tourbe figurent parmi les facteurs participant à la dispersion des particules de tourbe. La période de récolte et la force et la variabilité du vent sont deux éléments significatifs à prendre en considération (Tissari et al., 2006).

Holden et Burt (2002) ont aussi procédé à une expérience sur des parcelles de tourbe dénudées de végétation et un simulateur de précipitation. Sur certaines parcelles, les CSS ont dépassé 3000 mg/L lorsque l'intensité de la pluie atteignait 12 mm/hr. Ce qui explique que la précipitation a joué un rôle important dans l'érodabilité des sédiments.

Eger et al. (1985) ont fait une étude concernant des tourbières au Minnesota durant un an. Après l'installation des canaux de drainage, ils ont conclu que les concentrations de sédiment en suspension variaient de 1000 mg/L et 2500 mg/L en aval du bassin de sédimentation durant les périodes de crues causées par de fortes précipitations.

Gemtec (1993) a aussi démontré que des bassins ayant un rapport volume/superficie inférieur à 25/1 peuvent fonctionner convenablement dépendant du type d'opération de récolte et de la fréquence des nettoyages.

La majorité des modèles conceptuels de sédimentation en écoulement turbulent font intervenir la superficie du bassin, le débit et la vitesse de sédimentation (voir section précédente). Braskerud (2002) a donc conclu que la profondeur du bassin est de moindre importance et qu'une augmentation du volume du bassin doit essentiellement passer par une augmentation de la superficie et non de la profondeur.

Dans l'effluent des bassins de sédimentation, Joensuu (2002) a comparé la charge sédimentaire d'une tourbière exploitée et un site de référence non perturbé. Les CSS moyennes mensuelles au site exploité ont varié entre 204,6 mg/L en avril et 51,3 mg/L en septembre durant la première année de récolte. Ces résultats étaient différents de ceux obtenus au site de référence, avec une moyenne de CSS entre 9,63mg/L en juillet et 2,11 mg/L en octobre. Il semble donc que le taux de rétention des bassins varie beaucoup selon les conditions. Ces résultats corroborent les conclusions des travaux au N.-B. de Pavay et al. (2007) mentionnés auparavant.

Klove (1997b) a comparé trois types de bassins de sédimentation dans des conditions de laboratoire : un bassin rectangulaire, un bassin composé de sous-bassins circulaires (bassin giratoire), et un bassin composé de sous-bassins rectangulaires munis de barrières. Le pourcentage de déposition des CSS a été mesuré pour chaque type de bassin et ce, pour six débits différents allant de 0,05L/s à 4 L/s. À faible débit, les taux de sédimentation atteignaient 49% en moyenne. Les bassins compartimentés avec barrières ont obtenu un taux de déposition dépassant 50%. À forts débits (>0,2 L/s), l'efficacité de ces bassins pour la sédimentation ne dépasse pas 26%. Les résultats montrent que l'efficacité des bassins avec sédimentation giratoire (*vortex-settling*) est supérieure à celle des autres types de bassins pour la réduction des sédiments en suspension.

L'efficacité de sédimentation diminue avec l'augmentation de la profondeur du bassin, du fait que la turbulence diminue (Klove, 1997b). Ceci contrarie la conclusion de l'étude de Braskerud (2002) citée précédemment.

Une étude a été réalisée dans la tourbière de Pohjansuo en Finlande pendant la période de la fonte de la neige. Les résultats obtenus ont mis en évidence le rôle des zones inondables (*floodplains*) permettant un débordement contrôlé du bassin ce qui

aide à atténuer les charges durant cette période de l'année (figure 1-9). Ces structures ont montré l'utilité de la végétation riveraine dans l'adsorption des sédiments en suspension. Cette étude a permis d'aboutir à un rendement assez important de 65% de la réduction des solides en suspension. Cette approche (bassin et plaine inondable) est utilisée dans presque toutes les tourbières Finlandaises (Klove, 2000).

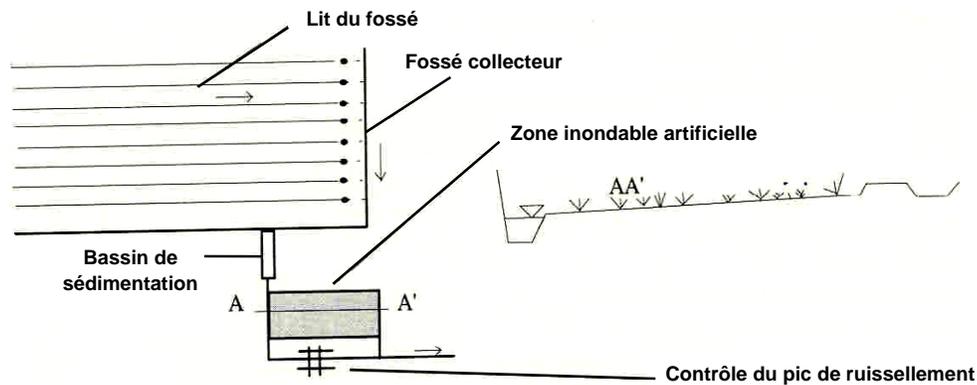


Figure 1-9 : Schéma d'un aménagement finlandais avec zone inondable adjacente et seuil inversé (tiré de Klove, 2000, cité dans Pavey, 2006).

Un seuil est souvent utilisé pour contrôler la sortie du bassin de sédimentation. Souvent, un grand panneau rectangulaire est utilisé comme un seuil dans les bassins de sédimentation (figure 1-6).

Le réseau de drainage nécessaire à l'assèchement de la surface de tourbe exploitée peut être aménagé de manière à retenir les sédiments. Les canaux de drainage peuvent servir de zones de sédimentation préliminaires. Cette approche offre plusieurs avantages et elle a été suggérée par Klove (1998). D'abord, la rétention d'un volume d'eau dans les canaux peut permettre de laminer les crues, qui sont souvent responsables des charges sédimentaires importantes. De plus, la rétention des sédiments dans les canaux peut être jumelée à un dragage fréquent de ceux-ci, ce qui fait en sorte qu'une portion importante des sédiments déposés est prélevée avant qu'ils atteignent le bassin de sédimentation. Le désavantage de cette approche est que cela nécessite un plus grand volume de canaux, avec une profondeur accrue. Afin de pouvoir drainer la partie exploitée de la tourbière, les canaux doivent être plus profonds que la couche de tourbe visée par le prélèvement, le fond des canaux est souvent creusé dans l'horizon minéral. Éventuellement, il peut s'avérer

difficile de les creuser en-dessous d'un certain seuil en profondeur (par exemple, lorsqu'on atteint le roc) et de maintenir un écoulement suffisant pour le drainage.

Une autre approche utilisée en Finlande consiste à munir chaque canal principal de drainage d'un petit bassin de rétention situé entre la tourbière et le canal d'amenée vers le bassin de sédimentation (Klove, 1997b). Ces petits bassins permettent de procéder à une première décantation partielle des sédiments. À la sortie de ces bassins, on installe une barrière qui sert de filtre. Cette barrière est composée de tuyaux crépinés, par lesquels l'eau de drainage s'écoule et se rend à une conduite principale, qui achemine l'eau pré-filtrée vers le bassin de sédimentation en aval. Klove (1997b) a mesuré l'efficacité de telles structures et a évalué qu'elle varie entre 78% et 97%. Cependant, l'efficacité est jugée moindre durant les périodes de gel et de grande hydraulicité.

La combinaison des bassins de sédimentation avec des structures de déversement a donné des résultats importants en ce qui concerne la réduction des concentrations de sédiments en suspension. Parmi ces structures, on inclut les seuils et les zones tampon.

Dans l'étude de Klove (2000) décrite dans la section précédente, un seuil construit à l'exutoire du bassin de sédimentation était muni de conduites ayant une pente ascendante vers l'aval (figure 1-10). Cette approche limite l'occurrence des déversements à des événements plus importants puisque le débit et la pression hydrostatique en amont du seuil doivent être élevés pour faire cheminer l'eau dans l'exutoire.



Figure 1-10 : Exemple de conduites formant un seuil de contrôle à l'exutoire du bassin de sédimentation (tiré de Klove, 2000).

Ihme et al., (1991b) ont quant à eux étudié l'usage de déversoirs en forme de boîte (box weir; figure 1-11) à l'extrémité du bassin de sédimentation. Ce genre de seuil permet une certaine régularisation du débit par laminage des crues et réduit aussi l'érosion dans les pentes en aval, comparativement à un seuil déversoir à paroi mince. Les bassins de sédimentation étudiés avec ce type de déversoir avaient une profondeur 3,3 m, une longueur de 130 m et une largeur de 14 m.

L'utilisation d'un filtre à base de tourbe (*milled peat filter*) a été testé dans l'étude de Ihme et al., (1991b). Pour une superficie récoltée de 100 ha, un filtre à base de tourbe de 80 m² a été utilisé afin de réduire les matières en suspension. La concentration moyenne en aval de ce filtre était de 40 mg/L pour un débit moyen de 1 m³/s/ha (figure 1-11). Le filtre de tourbe doit être construit sur un sol minéral et l'accès à l'électricité est nécessaire si l'eau doit être pompée pour accéder au filtre.

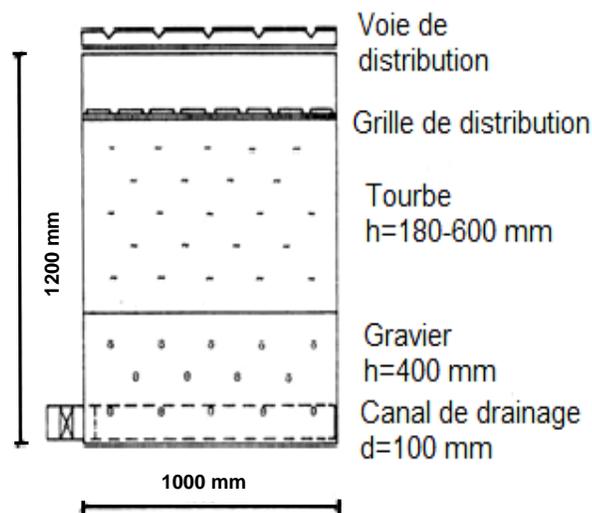


Figure 1-11 : Modèle de structure du filtre de tourbe et test de modèle (tiré de Ihme et al., 1991b).

1.2 Objectifs du projet

Les études résumées dans la section précédente démontrent l'importance de revoir les mesures d'atténuation de la charge sédimentaire notamment dans les eaux de drainage provenant de l'exploitation des tourbières.

Dans le contexte néo-brunswickois, la présente étude fait suite à celles de St-Hilaire et al. (2006), Pavey et al. (2007) et Clément et al. (2009) qui ont démontré que les normes provinciales de CSS n'étaient pas toujours respectées en aval de tourbières exploitées.

Les travaux de terrain de ce projet ont été réalisés sur deux tourbières au Nouveau-Brunswick, exploitées par la compagnie *Premier Horticulture*.

Les objectifs principaux de ce mémoire sont triples. Il s'agit, dans un premier temps, de vérifier l'évolution des CSS en aval de la tourbière de la rivière East Branch Portage, site étudié par Clément et al. (2009) durant la mise en œuvre de l'exploitation. Les éventuels dépassements de la norme seront analysés en fonction de mesures hydrométéorologiques et de l'information obtenue sur les opérations de l'exploitation de la tourbière. On cherchera à voir si on peut détecter un impact potentiel sur le site le plus en aval dans lequel l'habitat du poisson a été évalué par Clément et al. (2009).

Le second objectif consiste à évaluer l'efficacité d'un bassin de sédimentation étudié préalablement par Pavey et al. (2007). Il s'agit d'un bassin situé en aval d'une tourbière exploitée près de Rogersville, sur le bassin versant de la rivière Barnaby. Dans ce cas, les CSS sont suivis en amont et en aval du bassin de sédimentation, permettant une évaluation plus exacte de l'efficacité que ce qui a été donné par Pavey et al. (2007).

Finalement, le troisième objectif principal consiste à tester l'efficacité de l'ajout de structures hydrauliques simples au bassin de sédimentation de Rogersville. Des épis, installés perpendiculairement à l'écoulement du bassin ont été mis en place dans le but de ralentir la circulation et favoriser la création de gires, ce qui peut aider la sédimentation.

Les objectifs spécifiques du présent mémoire sont :

- Déterminer l'efficacité du bassin de sédimentation en suivant des séries chronologiques des CSS;
- Étudier les facteurs hydrométéorologiques participant à l'augmentation de la charge sédimentaire par l'analyse des corrélations entre les concentrations de sédiments en suspension et les débits et/ou les précipitations;
- Analyser la variabilité de l'efficacité du bassin de sédimentation en fonction du nettoyage du bassin de sédimentation en déterminant les taux de dépassement de la norme néo-brunswickoise (25mg/L);
- Effectuer l'analyse granulométrique de sédiments ainsi que les taux de déposition en aval du bassin de sédimentation en utilisant des trappes à sédiments ;
- Évaluer un éventuel impact des charges sédimentaires sur une zone d'habitat de poisson par l'examen des CSS et des sédiments déposés;
- Tester une conception alternative de structure améliorant l'efficacité des bassins de sédimentation étudiés;

1.3 Structure du mémoire

Le mémoire est écrit sous forme d'articles (deux) rédigés en anglais. Ces derniers décrivent tous les travaux réalisés dans ce mémoire. Le premier chapitre représente des résumés en français de ces deux articles.

Le premier article intitulé «*Influence of hydrometeorological conditions and peatland extraction operations on suspended sediment concentration and deposition in the East Branch Portage River, New Brunswick (Canada)*» est présenté dans le deuxième chapitre, qui a été soumis au «*Journal of Environmental Monitoring*».

Le troisième chapitre présente le second article intitulé «*Efficiency of a sedimentation pond located downstream of an exploited peatland and first analysis of the effects of the inclusion of a simple hydraulic structure on pond efficiency*». Il sera soumis à la revue «*Environmental Monitoring and Assessment*».

1.4 Méthodologie

1.4.1 Description des sites et des stations

La zone d'étude est située sur deux tourbières ombrotrophes, exploitées dans le sud-est du Nouveau-Brunswick. La tourbière Hardwood (secteur nord-ouest de la tourbière-Baie Ste-Anne), sur laquelle un suivi a été initié en 2005, est située en tête du bassin versant de la rivière East Branch Portage et a une superficie totale de 125 ha (figure 2-1). En 2007, 19 ha ont été drainés. Pour drainer l'eau, un réseau de drainage a été construit avec des canaux ayant une profondeur de 1 m et une largeur de 2 à 3 m. L'eau de drainage est acheminée vers un bassin de sédimentation et ensuite déversée dans une zone tampon de 250 m.

La deuxième tourbière est située en tête de bassin versant de la rivière Barnaby (tourbière-Rogersville). Cette tourbière faisait partie de l'étude de Pavey et al. (2007). En 2009, la superficie totale de la tourbière était environ de 181 ha, dont 132 ha étaient récoltés et 94 ha drainés vers le bassin de sédimentation étudié (Premier Horticulture, communication personnelle, 2010) (figure 3-1). Le bassin de sédimentation est situé à environ 78 m en aval de la tourbière.

Pour chaque étape cruciale de l'ouverture de la tourbière Hardwood, trois stations de suivi ont été installées dans la rivière East Branch Portage en 2007 (données obtenues de Clément et al., 2009) et 2008. La station C1 a été placée approximativement 2 km en aval de la tourbière exploitée. Ce site est caractérisé par une série de fosses et de radiers et est considéré comme étant propice à l'habitat du poisson. Les espèces présentes sont la truite saumonée (*Salvelinus fontinalis*), le meunier blanc (*Catostomus commersoni*), le mené de lac (*Couesius plumbeus*) et l'épinoche à cinq épines (*Culaea inconstans*) (Clément et al., 2009). La station C2 était située à environ 10 m, en aval de la confluence de la rivière East Branch Portage et d'un chenal (dépression) formé par les eaux de drainage qui sont acheminées vers la zone tampon. La station C3 était située approximativement 600 m en amont de la station C2 et de toutes les activités opérationnelles de la tourbière. Cette station ne semble pas avoir été influencée par la récolte dans cette présente étude.

En ce qui concerne la tourbière Rogersville, la station D1 a été installée approximativement 1 km en aval de la tourbière exploitée, dans le cours d'eau qui se déverse dans la rivière Barnaby. Les stations D2 et D3 ont été installées

respectivement en aval et en amont du bassin de sédimentation. Dans cette tourbière, le bassin de sédimentation a été modifié afin d'augmenter son efficacité hydraulique. Les 16 et 17 octobre 2008 (jours 290 et 291), trois épis (structure métallique entourée d'une membrane géotextile d'environ 8 m²) ont été installés dans le bassin de sédimentation de sorte que l'écoulement de l'eau serpente autour de ces structures afin d'augmenter le temps de résidence des sédiments dans le bassin (figure 3-2). Ces épis ont été attachés en haut par un câble métallique fixé sur les rives du bassin et maintenus au fond du bassin par des poids afin d'empêcher leur mouvement avec l'écoulement de l'eau. Les épis sont perpendiculaires au courant d'eau et couvrent toute la colonne d'eau. Ces épis ont été gardés dans le bassin de sédimentation pendant le reste de la période d'étude en 2009 et ils n'ont jamais été déplacés.

Pour les deux tourbières, le suivi des CSS a eu lieu durant deux saisons sans glace (été et automne) en 2007, 2008 (Hardwood) et 2008, 2009 (Rogersville).

1.4.2 Mesures sur le terrain

À chaque station, un néphélomètre (Optical Back Scatterometer (OBS), D & A Instruments Ltd.) a été fixé, à mi-profondeur dans le canal, dans un cadre métallique pour protéger le matériel contre l'accumulation de gros débris. Une brosse (Hydro-wiper, Zebra-Tech Ltd.) alimentée par des batteries a été attachée sur les néphélomètres pour éviter l'accumulation des débris sur la sonde. La brosse a été réglée pour nettoyer le néphélomètre à toutes les deux heures. Des expériences en laboratoire ont indiqué que la brosse n'a eu aucune influence sur les lectures de turbidité. La sonde du néphélomètre mesure la turbidité de l'eau en utilisant la lumière infrarouge émise par la sonde et la lumière incidente qui y entre. Les mesures de turbidité ont été prises à chaque 15 secondes et une moyenne horaire a été enregistrée à l'aide d'un capteur de données (Datalogger-Campbell Scientific CR510 ou CR10) alimenté par une batterie et un panneau solaire. À chaque station, une courbe de calibration a été développée pour convertir les mesures de la turbidité (mV) en mg/L CSS tel que décrit dans la section 1.4.4.

Une jauge à niveau (modèle 173-L Keller, Pressure System Inc.) a été installée à la station C1 pour la tourbière Hardwood et à la station D2 pour la tourbière de Rogersville; afin de mesurer les niveaux d'eau à un pas de temps horaire. La jauge a été installée sur une barre métallique et elle a été placée à 12 cm au-dessus du lit du cours d'eau. Le débit instantané a été estimé périodiquement en utilisant la vitesse

de l'eau mesurée à 20 points le long d'un transect à l'aide d'un débitmètre électromagnétique Marsh McBirney (modèle Flo-Mate 2000). Ces mesures ont été utilisées pour obtenir une courbe de tarage, qui a permis de convertir les mesures de niveaux d'eau (m) en débit (m^3/s). En ce qui concerne la tourbière de Rogersville, un pluviomètre a été installé à la station D3 pour obtenir des mesures de précipitation à un pas de temps horaire. Par contre, pour la tourbière Hardwood, les données de précipitation quotidiennes ont été obtenues de mai à octobre pour les années 2007 et 2008, à partir de la station météorologique RCS (Reference Climate Station) d'Environnement Canada située à Miramichi (ID : 8100989, 46°0.600 'N, 65°28,200' W).

Afin d'établir si les périodes d'échantillonnages ont été sujettes à un régime de précipitations comparable à la climatologie régionale, les moyennes de 30 ans pour les mois de juin à septembre ont été comparées à la moyenne des précipitations pour les mêmes mois en 2007 et 2008. Pour ce faire, les données des normales climatiques d'Environnement Canada pour le Nouveau-Brunswick de 1971 à 2000 de la station A de Miramichi (ID : 8101000, 47 ° 0,600 'N., 65 ° 28,200' W) et de la station RCS de Miramichi (qui a remplacé la station A lorsque celle-ci fut fermée en 1999) ont été utilisées. Les deux stations sont situées à l'aéroport de Miramichi, à environ 60 km au sud-ouest de la tourbière Hardwood.

Pour la tourbière de Rogersville, les données de précipitation de juillet à octobre obtenues à partir de la station D3, ont été aussi comparées aux normales climatiques de 1971 à 2000 de la station Kouchibouguac d'Environnement Canada (approximativement 100 km de la tourbière de Rogersville, ID : 81023250, 46°46'00.000" N, 65°00'00.000" W).

En plus de la CSS et du débit, des trappes à sédiments (SedibacsTM, Bio Innove Inc.) ont été installées à divers endroits en aval des stations afin de suivre la déposition de sédiments fins. Les trappes à sédiments sont composées de cylindres en plastique d'un litre mesurant 12 cm de diamètre et 13,5 cm de hauteur, perforés sur les côtés avec des trous de 1,3 cm de diamètre. Avant de placer les trappes à sédiments dans le lit du cours d'eau, un sac en maille de 10 mm; rempli de gravier propre mesurant entre 2 et 4 cm de diamètre; a été placé à l'intérieur des cylindres. Les trappes à sédiments ont été enfouies dans le lit du cours d'eau, de manière à ce que le haut de la trappe soit nivelé avec le lit du cours d'eau. Les trappes à sédiments ont été laissées ouvertes sur le dessus et sur les côtés, de sorte que les sédiments fins

pouvaient entrer et sortir du le gravier. Ceci a permis de mesurer les dépôts nets de sédiments fins.

Pour la tourbière Hardwood et pour évaluer les impacts potentiels de la sédimentation sur l'habitat du poisson, quatre séries, chacune composée de quatre trappes à sédiments ont été installées en aval de la station C1, dans un tronçon du cours d'eau reconnu comme étant fréquenté par plusieurs espèces de poisson (Clément et al., 2009). Plus précisément, les séries de trappes à sédiments ont été installées dans des zones prédéterminées dans le cours d'eau, où il y a possibilité que les particules en suspension puissent se déposer : à 353 m (site S1), 113 m (site S2), 73 m (site S3) et 3 m (site S4) en aval de la station C1 (figure 2-1). Une cinquième série de trappes à sédiments (site S5) a été installée dans le chenal formé dans la zone tampon, 5 m en amont de la confluence entre le chenal et la rivière East Branch Portage, 10m en amont de la station C2 (figure 2-1) pour quantifier la sédimentation à proximité de la zone de récolte. Aucune trappe de sédimentation n'a été installée dans les stations C2 et C3 en raison de l'eau profonde (> 1 m) et de la faible probabilité de récupérer les trappes à sédiments dans ce cette section de la rivière East Branch Portage. Pour la tourbière de Rogersville: les séries de trappes à sédiments ont été installées approximativement 800 m (site S1), 214 m (site S2), 119 m (site S3) et 19 m (site S4) en aval de la station D2 (figure 3-1).

Les sédiments ont été séchés à l'étuve à 70°C pendant 24 heures. Pour déterminer la distribution granulométrique des sédiments déposés, tout le contenu des trappes à sédiments a été tamisé à travers une succession de dix tamis standards canadiens (64 µm à 16 mm). Les sédiments ont été tamisés pendant 15 minutes (modèle RX-24; W/S/Tyler Co.). Pendant l'expérience, si les sédiments restaient attachés au gravier, ils étaient soigneusement enlevés avec une brosse et l'ensemble des tamis ont été remis dans l'agitateur pour une période de dix minutes. Les fractions de sédiments ont été pesées en utilisant une balance (APX-200, *Denver Instrument*) et un pourcentage en poids de chaque fraction a été calculé. La teneur en matière organique a été déterminée aussi pour chaque fraction de sédiments par combustion dans un four à 500°C pendant trois heures. Les échantillons ont été pesés après. Les sédiments ont ensuite été répartis en sept catégories de taille selon l'échelle de Wentworth (gravier fin et moyen (8 - 16 mm), gravier très fin (2 - 4 mm), sable très grossier (1 - 2 mm), sable grossier (0,5 - 1 mm), sable moyen (0,25 - 0,5 mm), sable fin (0,25 - 0,125 mm), sable très fin (0,125 - 0,0625 mm) et argile et limon (< 0,0625 mm); Gordon et al., 2004).

1.4.3 Mesure du volume de la tourbe dans le bassin de sédimentation

La largeur du bassin a été mesurée le long de six transects équidistants et la longueur a été prise au centre. Chaque transect a ensuite été divisé en cinq sections basées sur la largeur mouillée du bassin de sédimentation. À chaque point le long du transect et à la sortie du bassin, deux mesures ont été prises : profondeur d'eau totale (fond du bassin à la surface de l'eau) et profondeur de l'eau à la tourbe. La profondeur totale de l'eau à la sortie a été soustraite de la moyenne des mesures de profondeur prises à chaque transect pour calculer le volume efficace du bassin de sédimentation. Pour calculer le volume initial du bassin de sédimentation, des mesures supplémentaires ont été prises à proximité des rives.

Les lignes directrices du Nouveau-Brunswick pour les bassins de sédimentation stipulent qu'un volume de 25 m³ est nécessaire pour chaque hectare de tourbière exploitée. Concernant la tourbière Hardwood, le bassin a une profondeur légèrement inférieure à celle des lignes directrices du Nouveau-Brunswick. Pour la tourbière de Rogersville, le bassin de sédimentation était six fois plus petit que la ligne directrice du Nouveau-Brunswick

Concernant la tourbière Hardwood, les mesures d'accumulation de la tourbe dans le bassin de sédimentation ont été prises le 7 juin, 2007 (jour 158), le 23 juillet, 2008 (jour 205) et le 19 août, 2008 (jour 232). Pour la tourbière de Rogersville, les mesures d'accumulation de la tourbe dans le bassin de sédimentation ont été prises le 22 juillet, 2008 (jour 204), le 15 août, 2008 (jour 228), le 29 juillet, 2009 (jour 210) et le 24 novembre, 2009 (jour 328).

1.4.4 Calibration

Les mesures de turbidité ont été enregistrées en mV avec les néphélomètres. Une courbe de calibration a été définie pour chaque station afin de convertir les valeurs de (mV) en (mg/L). La calibration a été faite avec de l'eau et des sédiments récoltés *in situ* à chaque station, et a été réalisée à l'ombre afin d'empêcher la lumière d'influencer les mesures. La turbidité de l'eau a été augmentée par incréments en mélangeant des sédiments dans un récipient rectangulaire (50 cm x 75 cm x 28 cm) rempli d'eau du cours d'eau. La turbidité a été mesurée (alors que les sédiments étaient maintenus en suspension par agitation continue jusqu'à l'enregistrement de la turbidité) et un échantillon d'eau a été immédiatement récolté et transféré dans une bouteille de 2L pour filtration ultérieure au laboratoire. Les niveaux de turbidité et les

échantillons d'eau ont été obtenus pour au moins 20 différents niveaux de turbidité (allant de 10 à 680 mV) à chaque station. Au laboratoire, des filtres ProWeigh™ de 11 cm (avec pores de 1,2 µm) ont été utilisés pour filtrer les échantillons d'eau. Les filtrats ont été séchés à l'étuve à 70°C pendant 24 heures et pesés subséquemment. Des courbes d'étalonnage de mV à mg/L ont été définies et les équations reliant CSS et mV ont été obtenues pour chaque station. Les données obtenues au cours des années précédentes (2005 - 2007) et en 2009 ont été incluses dans le calcul visant à améliorer les courbes de calibration. Un exemple est donné à la figure 2-2.

À Rogersville, pour construire la courbe de calibration, 20 échantillons de 2 L ont été récoltés dans chaque station en 2008 et 2009. Par la suite, un test d'homogénéité a guidé la décision sur l'étalonnage, à savoir si on devait combiner les échantillons des deux années. Tous les échantillons étaient homogènes à l'exception ceux de la station D2. Pour cette dernière, les courbes de 2008 et 2009 étaient significativement différentes. La courbe de calibration de l'année 2008, la plus conservatrice (c'est-à-dire celle qui donne les valeurs de CSS les plus faibles) a été utilisée dans cette étude (figure 3-3). Notez que la courbe de calibration exclut les erreurs potentielles liées à la variabilité de la lumière, ce qui n'est pas le cas pour les mesures prises en continu sur le terrain.

1.4.5 Analyses statistiques

Pour les deux tourbières, les résultats du test de Lilliefors (un niveau de signification de 5%; Conover, 1980), indiquent que les données de CSS, la taille des grains et le contenu organique des données mesurées à partir des trappes à sédiments ne suivent pas une distribution normale. Par conséquent, le test non paramétrique de Kruskal-Wallis, suivi du test de comparaison multiple en utilisant l'ensemble Pgirmess en R (Siegel et Castellan, 1988) ont servi à évaluer si les stations (pour les CSS) et les sites (pour les données de sédimentation) étaient significativement différents les uns des autres. La corrélation de Pearson a été utilisée pour déterminer si une corrélation significative existait entre la CSS, les précipitations et les débits. Pour la tourbière de Rogersville, la comparaison entre les stations (CSS) a été faite du 27 juin au 25 novembre (jours au 179 à 330) en 2008 et du 07 mai au 09 décembre (jours de 127 au 343) en 2009. Notez que pour déterminer l'influence des précipitations et débits sur les CSS, les calculs de corrélation ont été réalisés sur des séries décalées de 0 à 6 jours.

1.4.6 Efficacité du bassin de sédimentation

L'efficacité du bassin de sédimentation est affectée par différents facteurs, dont certains sont structuraux (par exemple la dimension du bassin, la présence de bômes flottantes, etc.), hydro-météorologiques (par exemple les précipitations), physiques (texture et structure du sol etc.) et opérationnels (activités de récolte, creusage des fossés et entretien du bassin). Pour le cas de la tourbière de Rogersville, notre analyse était fondée sur le critère d'efficacité du bassin calculé comme suit :

$$Efficacité = \left(1 - \frac{CSS(\text{à la sortie du bassin})}{CSS(\text{à l'entrée du bassin})} \right) \quad (1)$$

Selon la relation (1):

- Une efficacité positive indique que l'eau sortant du bassin est moins turbide que l'eau y entrant;
- Une efficacité de 1 est obtenu si la CSS à la sortie est égale à zéro;
- Une efficacité négative indique que l'eau à la sortie est plus turbide que l'eau à l'entrée.

L'efficacité du bassin de sédimentation de la tourbière de Rogersville a été mesurée en 2008, du 27 juin (jour 179) au 25 novembre (jour 330) et en 2009, du 7 mai (jour 127) au 9 décembre (jour 343). Les relations entre l'efficacité du bassin, le débit, la précipitation et les opérations d'entretien du bassin ont été analysées.

1.5 Résultats

1.5.1 Résultats du suivi et de l'analyse des sédiments en aval de la tourbière Hardwood-Baie Ste-Anne

a. Conditions hydro-météorologiques

Un total de 351 mm de pluie est tombé de juin à septembre 2007. En 2008, un total de 459 mm de pluie a été enregistré, soit une augmentation de 107,5 mm comparé à l'année précédente (31%, tableau 2-1). Un total de 370 mm est la moyenne historique (1971-2000) pour la même période. La quantité totale des précipitations au cours de la période d'échantillonnage de 2007 a été similaire ($\pm 5\%$) à la moyenne des précipitations normales (1971 - 2000), mais 2008 a été de 24% supérieure à la moyenne historique. Au niveau mensuel, les précipitations en juin, juillet et août 2007 étaient similaires à la moyenne des précipitations normales tandis que les précipitations en septembre 2007 ont été 30% inférieures à la moyenne mensuelle normale. En 2008, les précipitations en juillet et septembre ont été similaires à la moyenne historique, tandis que juin (25%) et août (63%) étaient plus humides que la normale (tableau 2-1).

Les débits moyens de la rivière East Branch Portage ont été calculés pour la même période, de juin à septembre 2007 et 2008. Le débit moyen de juin à septembre était 0,047 m³/s en 2007, comparé à 0,068 m³/s en 2008. La plupart des valeurs de débits moyens mensuels ont été comparables entre les deux années, avec une différence observée au mois d'août. En effet, le débit moyen du mois d'août 2008 était 0,114 m³/s, ce qui est cinq fois supérieur à celui de l'année 2007 (tableau 2-1).

b. Les concentrations des sédiments en suspension

Corrélation des précipitations et les débits avec les niveaux des CSS

Les figures 2-3 et 2-4 indiquent que, bien que certaines augmentations de CSS ont été synchronisées avec les événements de précipitation, ceci n'était pas systématique. Par exemple, le 24 août (jour 236), 21 mm de pluie ont été enregistrés et aucune augmentation correspondante de CSS n'a été observée dans les jours suivants à aucune des stations. Toutefois, en 2007 (figure 2-3e), 46 mm de pluie sont tombés le 12 octobre (jour 285) et une augmentation de CSS a été ensuite observée à chaque station; C1 - 33 mg/L (jour 286), C2 - 268 mg/L jour 285 et C3 - 27 mg/L jour 288. De même, 45 mm de pluie sont tombés le 19 juillet (jour 201) en 2008 (figure 2-4e) et aucune augmentation correspondante de CSS n'a été

enregistrée dans les trois stations. En revanche, le 3 août (jour 216), une quantité similaire de pluie est tombée (54 mm). Cette précipitation a entraîné un niveau de CSS de 121 mg/L trois jours plus tard, le 6 août (jour 219) à C2. Les stations C1 et C3 n'ont montré aucune augmentation de CSS après cet événement pluvieux. Une période de CSS élevée a été enregistrée à C1, ce qui a coïncidé avec une période de faible débit (14 au 20 juillet; jours 196 à 202). Les CSS n'ont pas été significativement corrélée avec les précipitations aux stations C1, C2 ou C3 (à l'exception de 2007 où les CSS ont été significativement corrélée avec un décalage d'un jour (p -value < 0,05)) en 2007 et en 2008 (p -value > 0,05) (tableau 2-2).

Comme avec les précipitations, il n'y avait pas de synchronisme systématique entre le débit et les événements de CSS (figures 2-3 et 2-4). En 2007, l'augmentation des niveaux de CSS à C2 s'est produite principalement au cours de la période de faible débit (7 au 25 juillet, jours 188 à 206) ($0,072 \text{ m}^3/\text{s}$ à $0,050 \text{ m}^3/\text{s}$), ce qui a coïncidé avec une période importante d'excavation de fossés à la tourbière (Clément et al. 2009). A cause des données manquantes en 2007 (à C1) à partir du 10 juillet au 22 août (jours 191 à 234), il était difficile de déterminer si l'augmentation de CSS enregistré à C2 a persisté sur une distance de 2 km en aval de la tourbière (station C1). En 2008, des pointes de CSS ont été associées à un débit élevé. Par exemple, la station C2 a montré une série de quatre pointes de CSS (variant de 542 mg/L à 742 mg/L; 19 juin au 7 juillet, jours 171 à 189). Seule la troisième pointe (1 juillet, jour 183) a été associée à une augmentation du débit. Le 5 août (jour 218), le plus grand débit enregistré au cours de l'été a entraîné une légère augmentation (121 mg/L) de CSS à C2, un jour après l'événement de débit. En dépit de ces irrégularités, le débit a été positivement et significativement corrélé ($p < 0,05$) avec la CSS (avec un décalage de 1 à 2 jours en C1 en 2007). Cependant, la relation s'inverse en 2008 (p -value < 0,05). À la station C2, le débit n'a pas de corrélation significative avec la CSS pour les deux ans (p -value > 0,05). À C3 (en amont de la zone de production de tourbe), le débit a été positivement et significativement corrélé (p -value < 0,05) avec la CSS, avec un décalage pouvant aller jusqu'à six jours en 2007. Il n'y avait pas de corrélation significative à C3 en 2008 (p -value > 0,05) (tableau 2-2).

Pourcentage de dépassement des seuils au cours de la période d'échantillonnage

Le tableau 2-3 présente le pourcentage de dépassement de CSS par rapport à un seuil de 25 mg/L, 50 mg/L, 100 mg/L et 500 mg/L pour chaque station en 2007 et en 2008 (les lignes directrices du Nouveau-Brunswick). Les trois stations ont dépassé 25 mg/L dans les deux années avec le plus grand dépassement à C2 en 2007 (47%)

et 2008 (52%) et le plus bas à la station C3 (3% en 2007 et 2% en 2008). Aux stations C1 et C3, les niveaux de CSS n'ont jamais dépassé 100 mg/L en 2007. À la station C2, la CSS a dépassé 100 mg/L pendant 20% du temps et 500 mg/L pendant 6% du temps en 2007. En 2008, C1 a dépassé 100 mg/L pendant 7% du temps, alors que C3 n'a jamais dépassé ce seuil. À la station C2, la CSS a dépassé 100 mg/L et 500 mg/L pendant 28% et 8% du temps respectivement.

Les résultats des tests de Kruskal-Wallis indiquent que les CSS à chaque station pour des périodes concomitantes étaient significativement différentes l'une de l'autre en 2007 ($\chi^2 = 86,57$; p-value <0,05) et 2008 ($\chi^2 = 99,19$; p-value <0,05). Les résultats des tests de comparaisons multiples pour 2007 et 2008 indiquent que les niveaux de CSS à C2 ont montré la médiane la plus élevée, suivie de C1 et C3 (figure 2-5).

L'accumulation de tourbe dans le bassin de sédimentation

L'accumulation de la tourbe dans le bassin a été mesurée une fois en 2007 (7 juin; jour 158; figure 2-3). Le 7 juin, 172 m³ de tourbe s'étaient accumulés dans le bassin, ce qui représente 25% du volume total du bassin. L'entretien du bassin a eu lieu 47 à 55 jours plus tard (jours 205 à 213; date exacte de nettoyage non enregistrée en 2007). En 2008, l'entretien du bassin a été réalisé plus tôt, soit le 16 juin (jour 168; figure 2-4) et a été complété en un jour. L'entretien du bassin a été réalisé à l'aide d'une excavatrice. L'accumulation de tourbe a été mesurée le 23 juillet, 2008 (jour 205), 37 jours après l'entretien du bassin le 16 juin (jour 168). À cette date, 418 m³ de tourbe s'étaient accumulés dans le bassin. Cette accumulation représente 60% du volume total du bassin. Une deuxième mesure a été prise le 19 août, 2008 (jour 232), 27 jours après la première mesure et 64 jours après l'entretien du bassin. Le volume de tourbe accumulée a été estimé à 406 m³ (58% du volume total du bassin).

Les données enregistrées à la station C2 (à proximité de la tourbière) ont été analysées pour déterminer l'effet de l'entretien du bassin sur la CSS (figure 2-3b). En 2007, des périodes de fortes précipitations sont survenues pendant et après la période d'entretien du bassin (figure 2-3e). La moyenne de 20 jours des niveaux de CSS à la station C2 avant et après l'entretien en 2007 était de 704 mg/L (total des précipitations (P) = 66 mm et débit moyen (Q) = 0,067m³/s) et 130 mg/L (P = 51 mm et la moyenne Q = 0,026m³/s) en 2007. Suite à l'entretien du bassin, la CSS a subi une baisse de 82%. Néanmoins, la ligne directrice du Nouveau-Brunswick de 25 mg/L a été dépassée 90% du temps, 20 jours avant l'entretien et 85% du temps 20 jours après l'entretien. La CSS a augmenté à des valeurs supérieures à 400 mg/L trois

jours après l'entretien du bassin (figure 2-3b), ce qui a coïncidé avec un événement de précipitation (figure 2-3e). Les CSS élevées ont été observées périodiquement après l'entretien du bassin.

La moyenne des niveaux de CSS à C2, 20 jours avant et après l'entretien du bassin en 2008 étaient de 17 mg/L ($P = 40$ mm et la moyenne $Q = 0,056\text{m}^3/\text{s}$) et de 187 mg/L ($P = 97$ mm et la moyenne $Q = 0,063\text{ m}^3/\text{s}$) (figure 2-4) respectivement. Par conséquent, C2 n'a pas connu de diminution de CSS après l'entretien du bassin en 2008, peut-être à cause des précipitations importantes au cours de cette période, cependant, le niveau de CSS a augmenté de plus de dix fois le niveau de concentration de CSS avant l'entretien (figure 2-4b). La ligne directrice du Nouveau-Brunswick de 25 mg/L a été dépassée 21% du temps au cours de la période de 20 jours avant l'entretien du bassin et 75% après. Cinq jours après l'entretien, il y avait une série de quatre pointes du 19 juin au 7 juillet (jours 171-189), la plus petite pointe atteignant 504 mg/L et la plus élevée atteignant une valeur maximale de 742 mg/L. Ces CSS élevées ont été observés sur une période de 30 jours après l'entretien du bassin et trois des quatre pointes de CSS n'étaient pas associés aux précipitations (figures 2-4b et 2-4e). À la suite de ces quatre pointes, les niveaux de CSS sont restés assez faibles et sous les lignes directrices du Nouveau-Brunswick pour le reste de juillet. Toutefois des valeurs élevées de CSS ont été à nouveau observées entre le 15 août (jour 228) et le 29 septembre (jour 273) avec des niveaux de CSS maximum allant de 913 à 1938 mg/L (figure 2-4b).

c. Déposition des sédiments

- Argile et limon :

En 2007 et 2008, les pourcentages médians des sédiments avec un diamètre correspondant à l'argile et le limon (diamètre (d) $\leq 0,0625$ mm) de S1 à S4 (sites situés en aval de C1) ont été généralement faibles, avec moins de 8%, sauf pour S4 en 2008 (figure 2-6).

Le test de Kruskal-Wallis utilisé pour comparer les pourcentages médians entre les sites a été significatif en 2007 ($\chi^2 = 14,21$; p -value = 0,0066) et 2008 ($\chi^2 = 14,96$; p -value = 0,0048). Le test de comparaisons multiples (R Pgirmess, Siegel et Castellan, 1988) a indiqué que les sites suivants ont été significativement différents les uns des autres en 2007 : S2 et S5 et S4 et S5 et en 2008 : S2 et S4 et S2 et S5 (figure 2-7).

- Sable:

En général, les sédiments ayant un diamètre semblable au sable ($0,125 \leq d < 2$ mm) représentait la plus grande proportion de sédiments déposés en 2007 et en 2008. Le pourcentage médian de sable le plus élevé a été mesuré à S2 (84% en 2007 et 90% en 2008) tandis que la plus faible accumulation a été observée à S5 (44% en 2007 et 20% en 2008) (figure 2-6). En 2007, sur les sites en aval (S1 à S4), le pourcentage médian est demeuré relativement constant et se situait entre 74% et 84%. En 2008, S4 et S5 avaient les plus faibles dépositions de sable par rapport aux autres sites (figure 2-7). Pour cette même année, le pourcentage médian de sable recueilli à S5 était de 20%, ce qui est une fraction beaucoup plus petite que celles de S1 à S4 (figure 2-7).

Le test de Kruskal-Wallis a été significatif en 2007 ($\chi^2 = 10,35$; p-value = 0,034) et 2008 ($\chi^2 = 16,34$; p-value = 0,003). Le test de comparaisons multiples a indiqué qu'aucun site n'a été significativement différent des autres en 2007, mais en observant la figure 2-7, il apparaît visuellement qu'il y a une différence entre S1 et S5. La petite taille des échantillons analysés pourra être la cause de cette différence obtenue en effet. En 2008, S5 était significativement différent de S2 et S3 (figure 2-7).

- *Gravier très fin :*

En général, les sédiments avec diamètres équivalents au gravier très fin ($2 \leq d \leq 4$ mm) représentent un pourcentage relativement faible (moins de 26%) des dépositions collectées en 2007 et 2008, à l'exception observée de S5 en 2008. Le pourcentage médian le plus élevé pour les deux années a été trouvé à S5, avec 25% en 2007 et 60% en 2008 (figure 2-6). Le test de Kruskal-Wallis n'a pas été significatif en 2007 ($\chi^2 = 8,74$; p-value = 0,068) mais il a été significatif en 2008 ($\chi^2 = 15,05$; p-value = 0,005). Le test de comparaisons multiples a indiqué que S5 a été significativement différent de S2 et S3 en 2008 (figure 2-7).

- *Contenu en matières organiques*

En 2007, le pourcentage médian du contenu en matière organique des sédiments de moins de 2 mm (sédiments fins) était similaire entre S1 à S4, avec 3 à 4% de matière organique (figure 2-8a). Cependant, le test de Kruskal-Wallis a été significatif ($\chi^2 = 12,32$; p-value = 0,015) et le test de comparaisons multiples a indiqué que S5 a eu un pourcentage médian (27%) plus élevé et significativement différent de S1 et S4. En 2008, le pourcentage médian du contenu en matière organique des sédiments de moins de 2 mm a démontré un gradient spatial, faiblement différent de celui de 2007.

Le pourcentage médian du contenu en matière organique (<2 mm) a augmenté de S2 à S5, et S5 est demeuré le site avec un pourcentage médian (22%) le plus élevé en teneur de matière organique (figure 2-8b). Des différences significatives entre les sites ont été trouvées ($\chi^2 = 14,79$; p-value = 0,005), avec S2 significativement différent de S5 (figure 2-8b).

Pour les sédiments de plus de 2 mm, le contenu en matière organique a été jugé très faible (<1%) en 2007. Le pourcentage médian du contenu en matière organique a montré des différences inter-sites significatives ($\chi^2 = 10,58$; p-value = 0,032). Par contre, ces différences n'ont pas été confirmées par les tests de comparaisons multiples, probablement à cause de la faible taille de l'échantillon (figure 2-8c).

En 2008, le pourcentage médian du contenu organique des sédiments de plus de 2 mm a démontré un modèle très différent de celui de 2007, avec des pourcentages plus élevés (figures 2-8c et 2-8d). En 2008, le pourcentage minimal était de 3% au S1 et le maximum atteignait 13% à S5. Les pourcentages médians du contenu en matière organique à chaque site ont été significativement différents les uns des autres ($\chi^2 = 9,57$; p-value = 0,048), avec la station S1 significativement différente de S5 (figure 2-8d).

1.5.2 Résultats du suivi et de l'analyse des sédiments en aval de la tourbière de Rogersville

a. Conditions hydro-météorologiques

La relation entre les concentrations des sédiments en suspension (CSS) et les variables hydro-météorologiques peut être examinée en comparant les échantillons durant les deux années (2008 et 2009). En 2008, 393 mm de précipitations sont tombées entre juillet et octobre (tableau 3-1). En 2009, 449 mm de précipitations sont tombées au cours de la même période de quatre mois. Par conséquent, le total des précipitations pour les deux années a été dans le même ordre de grandeur, mais 2009 a été un peu plus humide avec 56 mm de plus qu'en 2008. Les moyennes de 30 ans de juillet à octobre ont été comparées aux données mesurées de 2008 et 2009. Les données climatiques normales du Canada pour le Nouveau-Brunswick de 1971 à 2000 de la station de Kouchibouguac (Kouchibouguac Station, ID: 8102325; environ 60 km à l'est de la zone d'étude) ont été utilisées (Environnement Canada). La période de 2008 a reçu 32 mm de plus que la normale et 2009 88 mm de précipitations de plus que la normale. Sur une base mensuelle, en 2008, le mois d'octobre a été plus humide que la norme et le mois de juillet a été plus sec. En

2009, juillet et octobre ont été plus humides que la norme et août et septembre ont été plus secs (tableau 3-1).

La moyenne des débits a aussi été calculée pour la même période (juillet à octobre pour 2008 et 2009, tableau 3-1). En 2009, le débit moyen a été supérieur à celui de 2008 pour toute la période, en raison d'une plus grande précipitation. En 2008, le débit moyen minimal a été d'environ 0,022 m³/s en juillet et septembre et le débit moyen maximal a été de 0,053 m³/s en août et en octobre. En 2009, le débit moyen minimal était de 0,053 m³/s en septembre et le débit moyen maximal était 0,232 m³/s en octobre (tableau 3-1).

b. Concentrations de sédiments en suspension

Analyse des corrélations des précipitations et des débits avec les niveaux des CSS et l'efficacité des bassins

Les figures 3-4 et 3-5 montrent que bien que certaines pointes CSS semblent correspondre à des niveaux élevés de précipitations, toute fois ce n'est pas toujours le cas. Par exemple, en 2008 (figure 3-4e), 88 mm de précipitations sont tombées le 28 octobre (jour 302) et une pointe de CSS a été enregistrée à chaque station, le même jour; C1 - 381 mg/L, C2 - 182 mg/L, et C3 - 226 mg/L. À noter que des niveaux élevés de CSS à C1 et C2 ne coïncident pas toujours. Par exemple, le 18 juillet (jour 200), la CSS à C1 était de 372 mg/L, mais une concentration beaucoup plus faible a été enregistrée à C2 (88 mg/L). Le 27 juillet (jour 209) la CSS était de 71 mg/L à C1 et 550 mg/L à C2. En 2009, le 22 juillet (jour 203) 34 mm de précipitations sont tombées et les niveaux des CSS ont été faibles; C1 - 56 mg/L, C2 - 74 mg/L, et C3 - 91 mg/L. Cependant, 60 mm de précipitations sont tombées le 15 novembre (jour 319) (figure 3-5e) et les CSS ont été faibles en C1 (54 mg/L), mais des pointes ont été enregistrées à C2 - 617 mg/L, et C3 - 295 mg/L le même jour. Malgré certaines incohérences, les CSS ont été significativement corrélées à la précipitation en 2008 (p-value < 0,05 avec un décalage de 3 à 5 jours à C1, un décalage de 0 jour à C2, et d'un décalage de 0 à 1 jours et 6 jours à C3) et à C2 en 2009 (p-value < 0,05 avec un décalage de 0 jour). Les CSS n'étaient pas significativement corrélées à la précipitation à C1 ou C3 en 2009 (p-value > 0,05) (tableau 3-2).

Les variations de CSS n'étaient pas non plus systématiquement en phase avec les fluctuations de débit (figures 3-4 et 3-5). Notez qu'en 2008, des données de débit n'ont pas été enregistrées entre le 27 octobre 27 et le 18 novembre (jours 301-323) dû à un problème d'équipement. Le 29 juin 2008 (jour 181), un débit élevé de 0,382

m³/s était associé à des niveaux de CSS enregistrés comme suit: 143 mg/L de CSS à C1, 271 mg/L à C2 et 37 mg/L à C3. En 2009, les CSS ont été également erratiques par rapport aux débits. Par exemple, le 5 octobre (jour 278), le débit a été important (0,96 m³/s), mais les niveaux de CSS ont été faibles; C1 - 62 mg/L, C2 - 71 mg/L, et C3 - 157 mg/L. En 2008, les CSS ont été corrélées aux débits (p-value < 0,05) avec un décalage de 4 à 5 jours à C1, un décalage de 4 jours à C2, et un décalage de 6 jours à C3. En 2009, les CSS ont été corrélées aux débits (p-value < 0,05), avec un décalage de 2 à 6 jours à C1 et un décalage de 4 à 6 jours à C3. Il n'y avait pas de corrélation significative entre ces deux variables à C2 (tableau 3-2).

L'efficacité du bassin était négativement et faiblement corrélée avec les précipitations et les débits. Par exemple, le 2 octobre 2008 (jour 276) où 20 mm de précipitations sont tombées, le débit a été 0,545m³/s et l'efficacité du bassin était de 0,90. Les niveaux des CSS à C2 et C3 ont été respectivement de 214 mg/L et 2248 mg/L (figures 3-4b et 3-4c). Cependant, le 5 octobre 2008 (jour 279) l'efficacité a été évaluée à 0,92 (très bonne). Il y avait peu de précipitations (0,3 mm) et de débit (0,059 m³/s) ce jour-là. Les niveaux des CSS aux deux stations C2 (10 mg/L) et C3 (126 mg/L) n'ont pas été exceptionnellement élevées durant cet événement. Un autre exemple : le 28 octobre 2008 (jour 302), 88 mm de précipitations sont tombées (pas de données enregistrées pour les débits ce jour-là) et l'efficacité du bassin était de 0,19: Il existe des exemples similaires pour 2009 (Figure 3-5). Le 27 mai 2009 (jour 147) les CSS ont été de 22 mg/L à C2 et 620 mg/L à C3. Les précipitations et les débits ont aussi été respectivement faibles de 0,5 mm et de 0,055 m³/s. L'efficacité du bassin était élevée (0,96). Toutefois, le 30 juillet, 2009 (jour 211) les précipitations (31 mm) et le débit (0,545 m³/s) ont été élevés et l'efficacité du bassin était également élevée (0,90). Les niveaux des CSS à C2 ont été de 214 mg/L et 2,248 mg/L à C3 (figures 3-5b et 3-5c). Il a été constaté que, parfois, avec des événements de fortes précipitations, l'efficacité du bassin est négative, mais aucune corrélation significative n'a été observée (p-value > 0,05) entre l'efficacité et les précipitations en 2008 ou en 2009 (tableau 3-3). De même, l'efficacité du bassin n'a pas été corrélée avec les débits durant les deux années (tableau 3-3).

Pourcentage de dépassement des seuils

Le pourcentage des jours pendant lesquels les CSS ont dépassé différents seuils (25, 50 et 100 mg/L) ont été calculés. Les trois stations en 2008 et 2009 dépassaient la norme néo-brunswickoise. La ligne directrice du Nouveau-Brunswick de 25 mg/L a été dépassée 70% du temps à C2 en 2008 et 76% du temps en 2009 (tableau 3-4).

Les résultats du test de Kruskal-Wallis ont indiqué que les médianes de CSS à chaque station étaient significativement différentes les unes des autres et ce, pour les deux années : 2008 ($\chi^2 = 19,33$; p-value < 0,001) et 2009 ($\chi^2 = 55,51$; p-value < 0,001). Les résultats du test de comparaisons multiples ont indiqué que les niveaux de CSS se trouvant à C3 ont été significativement différents de C1 et C2 en 2008 et que les CSS à C1 ont été aussi significativement différents de C2 et C3 en 2009 (figure 3-6).

Accumulation de tourbe dans le bassin de sédimentation

L'accumulation de tourbe dans le bassin a été mesurée à deux reprises en 2008 et en 2009. Le volume moyen du bassin pour les deux années a été estimé à 630 m³. Cette moyenne a été utilisée pour déterminer le pourcentage d'accumulation pour chaque mesure. L'accumulation de la tourbe dans le bassin a été mesurée le 22 juillet 2008 (jour 204), 12 jours après l'entretien qui a été effectué à l'aide d'une excavatrice. A cette période, 455 m³ de tourbe, soit 72% du volume utile du bassin (630 m³), était comblé. Une deuxième mesure a été effectuée en 2008, le 15 août (jour 228), 24 jours après la première mesure et 36 jours après l'entretien. L'accumulation de tourbe a été calculée à 491 m³, soit 78% du volume totale du bassin.

En 2009, l'accumulation de la tourbe a également été mesurée à deux reprises; soit le 29 juillet (jour 210) et 24 novembre (jour 328). Le bassin a été nettoyé encore une fois à l'aide d'une excavatrice le 1 Juin (jour 152), alors les mesures ont été prises respectivement 59 jours et 177 jours (118 jours depuis la première mesure) après l'entretien du bassin. L'accumulation de la tourbe représente un volume de 596 m³ (jour 210), correspondant à 95% du volume utile du bassin. Au jour 328, l'accumulation de la tourbe a été calculée à 673 m³, soit 107% du volume totale du bassin.

La présence de castors dans la zone d'étude et l'érection de barrages ont influencé les CSS notamment à C1, pour cette raison l'effet de l'entretien du bassin sur les CSS a été analysé seulement à C2 (situé en aval du bassin de sédimentation). En 2008, le niveau moyen de CSS a été calculé pour 12 jours avant l'entretien du bassin (c.-à-d. à partir du début de la collecte de données) et 20 jours après l'entretien du bassin à chaque station. A C2, la moyenne de CSS pour la période de 12 jours avant l'entretien du bassin était de 72 mg/L, et 202 mg/L pour les 20 jours après l'entretien du bassin, une augmentation de 130 mg/L (figure 3-4). La ligne directrice du Nouveau-Brunswick de 25 mg/L a été dépassée 100% du temps durant les 12 jours

précédant l'entretien du bassin et 100% du temps durant les 20 jours suivant l'entretien du bassin. Les niveaux des CSS sont demeurés élevés pendant une période de 28 jours après l'entretien du bassin. En 2008, l'efficacité du bassin était positive 58% du temps 12 jours avant l'entretien du bassin et 25% du temps 20 jours après l'entretien du bassin. Ces chiffres reflètent l'augmentation des niveaux de CSS à C2 après l'entretien du bassin. Toutefois, entre le 7 août et le 15 octobre (jours 220 à 289), l'efficacité du bassin a été positive 74% du temps, à la suite de faibles niveaux des CSS à C2 pendant cette période (figure 3-4f).

Il y a eu beaucoup de précipitations tout au long de la période d'étude de 2009, ce qui semble avoir influencé certaines pointes de CSS et donc, l'efficacité du bassin de sédimentation. En 2009, les niveaux moyens de CSS ont été calculés pour 20 jours avant et après l'entretien du bassin (1^{er} juin (jour 152)). A C2, la moyenne de CSS 20 jours avant l'entretien du bassin était de 44 mg/L, et 111 mg/L pour les 20 jours après l'entretien de bassin; une augmentation de 66 mg/L (60%). La ligne directrice du Nouveau-Brunswick de 25 mg/L a été dépassée 60% du temps 20 jours avant l'entretien du bassin et 95% du temps 20 jours après l'entretien du bassin. Des CSS élevées ont été observées pendant une période de 34 jours suivant l'entretien du bassin. Il y avait des pointes élevées, immédiatement avant l'entretien atteignant 209 mg/L le 21 mai (jour 141), mais les valeurs maximales ont plus que triplé après l'entretien, par exemple, 706 mg/L le 2 juin (jour 153). L'efficacité du bassin en 2009 a été positive à 95% du temps 20 jours avant l'entretien et 35% du temps 20 jours après l'entretien du bassin. De la période d'entretien du bassin à la dernière journée de collecte de données, le bassin a connu une efficacité positive 62% du temps. Dix jours après l'entretien, l'efficacité a augmenté et revenait à des valeurs positives, mais les précipitations du 12 juin (jour 163, 45 mm), ont suscité une augmentation de la CSS à C2 et C3 et une efficacité négative. L'efficacité du bassin est devenu négative aux alentours du jour 300 quand des quantités importantes de précipitations et des pointes élevées de CSS se sont produites (figure 3-5f). Le bassin a été nettoyé très tôt en 2009 et puisque la tourbe s'accumulait dans le bassin, des valeurs élevées de CSS à C2 sont devenues plus fréquentes.

Description des niveaux de CSS et de l'efficacité du bassin avant et après l'installation des épis

En 2008, des épis ont été installés dans le bassin de sédimentation les 16 et 17 octobre (jours 290 et 291). La moyenne des niveaux de CSS, le total des précipitations et la moyenne des débits ont été calculés pendant 39 jours avant et après l'installation des épis. Une durée de 39 jours a été choisie parce que après

l'installation des épis, seulement 39 jours de données ont été recueillies en 2008. A C2, situé en aval du bassin de sédimentation, la moyenne de la CSS 39 jours avant installation était de 33 mg/L, et 41 mg/L 39 jours après. Les dépassements de la ligne directrice du Nouveau-Brunswick de 25 mg/L à C2 ont été comparés avant et après installation des épis. La ligne directrice a été dépassé 64% du temps avant et 44% après installation des épis. Toutefois, trois pointes de CSS ont été observées, atteignant 182 mg/L le 28 octobre (jour 302), le 7 novembre (jour 312), et le 23 novembre (jour 328). Selon l'inspection visuelle du bassin le 5 novembre (jour 310), il n'y avait pas d'accumulation de tourbe visible dans le bassin, cependant, deux des trois épis n'étaient pas en bonne condition, du fait que leurs câbles s'était détachés, ce qui a baissé leur efficacité. Ces pointes de CSS, ont également correspondu à des périodes de fortes précipitations.

La moyenne de l'efficacité du bassin dans les 39 jours avant installation des épis a été de 33%. Pour les 39 jours suivant l'installation, la moyenne de l'efficacité était de 41%. Toutefois, de fortes précipitations (229 mm) ont été enregistrées pendant les 39 jours après installation des épis. Le bassin de sédimentation a eu une efficacité positive 82% du temps durant les 39 jours avant installation des épis, et 83% du temps durant les 39 jours après l'installation (figure 3-4f).

Les épis ont été installés à la mi-octobre 2008 pour piéger les sédiments de tourbe et sont restés en place durant l'année 2009 pour observer les effets à plus long terme. En 2008, le dépassement du seuil du Nouveau-Brunswick de 25 mg/L a diminué de 23% à C2 après installation des épis et l'efficacité du bassin est restée positive la majorité du temps. Les niveaux des CSS en 2009, avec les épis installés, ont été plus élevés qu'en 2008 à C2. En outre, le pourcentage de temps que le seuil de 25 mg/L a été dépassé en 2009 était semblable (76%) par rapport à 2008 (70%) avant et après entretien du bassin.

c. Déposition des sédiments

- Argile et limon :

En 2008 et en 2009, les pourcentages médians des sédiments d'argile et de limon ($d \leq 0.0625$ mm) provenant de S1 (située à environ 800 m en aval de la C2) à S4 (située à environ 18,65 m en aval de la C2) étaient faibles avec des pourcentages inférieurs à 11% (Figure 3-7). Il n'y avait pas de différences significatives entre les sites, dans les pourcentages d'argile et de limon déposés en 2008 ($\chi^2 = 3,86$; p-value = 0,28) et 2009 ($\chi^2 = 7,33$; p-value = 0,06) (figure 3-8).

- *Sable:*

Le sable ($0,125 \leq d < 2$ mm) avait un pourcentage médian le plus élevé de tout les sédiments déposés en 2008 et en 2009. En général, le pourcentage médian de sable a baissé de S1 à S4 et ce, pour les deux années (figure 3-7). Des quantités de sable significativement différentes ont été trouvées entre les sites en 2008 ($\chi^2 = 9,87$; p-value = 0,02) et 2009 ($\chi^2 = 10,87$; p-value = 0,01). Le test de comparaisons multiples entre les sites a indiqué que S1 et S4 sont significativement différents les uns des autres en 2008. En 2009, S1 et S3 sont significativement différents (figure 3-8).

- *Gravier très fin :*

Le gravier très fin ($2 \leq d \leq 4$ mm) possédait le plus faible pourcentage médian des sédiments fins déposés. En général, les pourcentages médian du gravier très fin ont diminué de S1 à S4 dans les deux années (figure 3-7). Des quantités de gravier très fin significativement différentes ont été trouvées entre les sites en 2008 ($\chi^2 = 10,48$; p-value = 0,02) et 2009 ($\chi^2 = 11,32$; p-value = 0,01). Le test de comparaisons multiples entre les sites a indiqué que S1 et S4 sont significativement différents. En 2009, S1 et S3 sont significativement différents (figure 3-8).

- *Contenu en matières organiques*

En 2008, le pourcentage médian du contenu en matière organique des sédiments ayant moins de 2 mm de diamètre a augmenté de S1 (2%) à S4 (4%) (figure 3-9a). Le test de Kruskal-Wallis a indiqué qu'il n'existe aucune différence significative inter-site ($\chi^2 = 4,92$; p-value = 0,12).

Concernant le contenu en matière organique pour les sédiments supérieurs à 2 mm en 2008, les pourcentages médians étaient tous inférieurs à 1% et variaient entre des valeurs inférieures à 0,5% à S2 à plus de 0,6% à S3 (figure 3-9c). Le test de Kruskal-Wallis a indiqué qu'il n'existe aucune différence significative inter-site ($\chi^2 = 3,82$; p-value = 0,28). Les sites S1 et S3 ont révélé une variabilité beaucoup plus importante du contenu en matière organique que les sites S2 et S4.

En 2009, le pourcentage médian du contenu en matière organique des sédiments de moins de 2 mm variait entre des valeurs inférieures à 2% à S1 à plus de 5% à S2. Contrairement à ce qui a été observé en 2008, les pourcentages médians ont diminué légèrement en passant de S2 à S4. Le test de Kruskal-Wallis a indiqué des

différences significatives inter-site ($\chi^2 = 10,37$; p-value = 0,02), principalement attribuable au S2, qui était significativement différent de S1 (figure 3-9b).

Le pourcentage médian du contenu en matière organique des sédiments de plus de 2mm en 2009 était similaire à 2008, les pourcentages médians n'ont jamais dépassé 1%. Le test de Kruskal-Wallis a indiqué qu'aucune différence significative inter-site existait ($\chi^2 = 0,19$; p-value = 0,98) (figure 3-9d).

1.6 Conclusion et recommandations

1.6.1 Tourbière Hardwood

Malgré une certaine concordance temporelle trouvée entre l'augmentation des CSS, les débits et les précipitations, seule une très faible corrélation a été notée entre les CSS et les débits. Aucune corrélation significative n'a été observée entre les CSS et les précipitations. Ces résultats corroborent ceux de l'étude de Pavey (2006), qui a également constaté que les CSS n'étaient pas corrélées avec les précipitations ou les débits. Les corrélations avec les précipitations auraient possiblement été différentes si les précipitations avaient été mesurées sur le site, mais les données de la station météorologique de Miramichi RCS (située à 60 km au nord de la tourbière) ont dû être utilisées. Il peut y avoir des différences importantes dans l'intensité des événements convectifs et des précipitations pour les stations distancées (Zhang et al., 2001). L'humidité du sol dans la zone étudiée peut également avoir joué un rôle dans l'absence de corrélation avec les précipitations. Il a été noté que les débits ont réagi différemment au cours des événements de précipitations semblables, ceci peut être dû à la saturation variable des sols selon les événements. Cette saturation étant elle-même liée à l'arrangement structural des sols et à la végétation (type et densité).

Les niveaux des CSS ont été les plus élevés à la station C2, située à environ 10 m, en aval de la confluence de la rivière East Branch Portage et d'un chenal (dépression) formé par les eaux de drainage qui sont acheminées vers la zone tampon, avec des valeurs atteignant jusqu'à 2g/L. La norme néo-brunswickoise a été dépassée environ 50% du temps en 2007 et en 2008 dans cette même station. Les dépassements des CSS à la station C1 n'ont pas coïncidé avec ceux de la station C2, un résultat possible de la présence d'un marécage, situé entre C1 et C2. La station C3, située dans une zone non perturbée par les activités d'extraction de la tourbe durant cette présente étude, avait de très faibles fréquences de dépassements (3% du temps en 2007 et 2% du temps en 2008) de la norme néo-brunswickoise. Les activités reliées au réseau de drainage et la récolte ont probablement causé les niveaux élevés des CSS, étant donné la fréquence de valeurs élevées observées pendant les périodes durant lesquelles ces activités ont eu lieu. L'étude de Gemtec (1993) a constaté que des niveaux élevés de CSS étaient le résultat de travaux de creusage des canaux de drainage qui participent à libérer des fibres de tourbe qui ont ensuite été transportés par l'eau.

Certes, l'entretien du bassin de sédimentation semble avoir un impact important sur les niveaux des CSS, mais l'entretien du bassin seul ne serait pas suffisant pour réduire les niveaux des CSS sous la norme néo-brunswickoise de 25 mg/L. En 2007, les niveaux des CSS ont baissé de 82% pendant les 20 jours après l'entretien du bassin. Par contre, les niveaux des CSS sont demeurés largement supérieurs à 25 mg/L durant cette période. En 2008, les niveaux des CSS ont même augmenté de façon étonnante après l'entretien. De plus, les bassins se remplissaient rapidement de tourbe. Ces niveaux élevés de CSS peuvent être associés à une augmentation de la mobilité des sédiments du fond et des côtés du bassin de sédimentation après l'entretien. En Finlande, Martilla et Klove (2008), au cours d'expérience en canal au laboratoire utilisant des échantillons de sédiments à partir de quatre bassins de sédimentation de tourbe et des expériences sur le terrain pour ces mêmes bassins, ont montré que la contrainte de cisaillement critique d'une couche de sédiments de tourbe non tassée était six fois inférieure à celle d'une couche consolidée. Il se peut que le creusage des bassins lors de l'entretien affecte la contrainte de cisaillement en éliminant la couche compactée de tourbe. Ce faisant, l'érodabilité des particules de tourbe a pu être augmentée. Cependant, des mesures de vitesse dans le bassin de sédimentation n'ont pas été incluses dans la présente étude. Il est donc difficile de conclure de manière certaine que les variables hydrauliques (rugosité, cisaillement, vitesse) ont été modifiés de manière significative lors du nettoyage des bassins.

En effet, 36 jours après l'entretien du bassin, environ 60% du volume du bassin était comblé de sédiments. Ceci suggère soit que le bassin peut atteindre un niveau de saturation rapidement, ou que la technique de nettoyage n'est pas efficace, ce qui a comme conséquence que la capacité du bassin à retenir la tourbe n'est plus suffisante. Par conséquent, le bassin de sédimentation doit être nettoyé fréquemment, avec une technique adéquate, en prenant en considération les activités de récolte. Les mesures d'accumulation de la tourbe dans le bassin doivent être plus fréquentes afin de ne pas dépasser le point de saturation. Gemtec (1993) a également recommandé que les bassins de sédimentation doivent être nettoyés, au minimum, immédiatement après les activités de drainage et une fois au printemps de chaque année et avant que le taux d'accumulation des sédiments atteigne de 25% à 50% du volume du bassin de sédimentation.

En ce qui concerne la caractérisation des sédiments déposés, les dépôts récoltés par les trappes à sédiments ont montré que le sable était généralement le principal type de sédiments présent dans tous les sites pour les deux années. Parmi les

sédiments plus fins, le sable est aussi le type de sédiments qui contient le plus de matière organique, principalement composé de tourbe. Les pourcentages du contenu en matières organiques ont été plus élevés au S5, le site situé à proximité des activités d'extraction de la tourbe, et a diminué au S1, le site situé en aval de la tourbière. Cependant les pourcentages de matière organiques sont relativement faibles, ce qui peut être dû au fait que les particules de tourbe restent en suspension sur de très longues distances. Dans l'étude de l'accumulation de tourbe dans le ruisseau Mill, Ouellette et al. (1997 et 2006) ont montré que la tourbe peut rester en suspension pendant près de 1 km avant de s'installer dans les zones à faible gradient. Madej et al. (2005) ont étudié des ruisseaux dans le nord de la Californie et ont constaté que les particules organiques sont capables de rester en suspension plus longtemps en raison de leur structure. Une étude ultérieure devrait mettre des pièges à sédiments encore plus loin en aval de la tourbière afin de valider cette hypothèse.

1.6.2 Tourbière de Rogersville

Les séries chronologiques, de CSS et de précipitations ont permis de noter la concordance de certaines pointes de CSS avec des événements pluvieux, mais une très faible corrélation a été trouvée entre les CSS et les précipitations en 2008 dans toutes les stations et à la station C2 en 2009. Une faible corrélation a également été trouvée entre les CSS et les débits en 2008 et 2009. Hossain et al. (2005) ont suivi les CSS à l'entrée et la sortie d'un bassin (volume 1,857 m³, la profondeur de 0,9 m) qui recevait les eaux pluviales à Spokane, dans l'état de Washington et les précipitations ont été suivies à l'aide d'un pluviomètre. Ils ont constaté que, parfois, des pointes de CSS se sont produites pendant les événements pluvieux mais que ce n'était pas systématique. Les événements hydrométéorologiques ne sont donc pas la seule cause de CSS élevées, conclusion corroborée par les résultats obtenus à la Tourbière Hardwood et ceux de Pavey et al. (2007).

Le déploiement d'OBS immédiatement en amont et en aval du bassin de sédimentation a permis, pour une première fois au Nouveau-Brunswick, d'évaluer de manière quantitative les variations de l'efficacité d'un bassin de sédimentation. Il a été conclu que l'efficacité du bassin a baissé pendant les périodes de fortes précipitations, mais aucune corrélation significative n'a été trouvée entre l'efficacité du bassin et les précipitations pour les deux années. En outre, en 2008, une très faible corrélation a été trouvée entre l'efficacité du bassin et les débits. Par contre, il n'y avait pas de corrélation significative en 2009. Sans considération de la

corrélation, le bassin de sédimentation a eu un rendement moyen positif de 66% durant les deux ans.

La norme néo-brunswickoise de 25 mg/L a été dépassée plus de 62% du temps aux stations C1 et C2 en 2008 et 2009. En effet un seuil vingt fois plus élevé de 500 mg/L a été dépassé dans toutes les stations pour les deux années. Ces niveaux élevés de CSS sont attribués en grande partie aux opérations d'extraction et d'entretien sur le terrain, qui peuvent être exacerbés par les événements et/ou facteurs hydrologiques. Des études antérieures sur les niveaux des CSS en aval des zones de production de tourbe ont indiqué que l'exploitation du site peuvent influencer considérablement la charge sédimentaire (par exemple, Clément et al., 2009). L'entretien du bassin ne semblait pas systématiquement contribuer à réduire les niveaux des CSS. Les niveaux des CSS étaient élevés 20 jours après l'entretien du bassin durant les deux années et n'a jamais baissé sous la norme néo-brunswickoise de 25 mg/L en 2009. D'autres facteurs tels que de fortes précipitations, le vent, le creusage des canaux de drainage et la récolte peuvent avoir contribué à ces niveaux élevés. Certaines pratiques peuvent contribuer à atténuer ces charges. Par exemple, il est suggéré que l'exutoire du bassin de sédimentation soit bloqué durant le nettoyage et que le débit sortant soit minimisé pendant quelques semaines après l'entretien, permettant aux sédiments de se redéposer au fond.

L'accumulation substantielle de la tourbe dans le bassin a également contribué à des niveaux élevés de CSS. Les taux de comblement mesurés ont varié entre 72% et 107% et ce, pour des périodes relativement courtes après le nettoyage. Gemtec (1993) a recommandé que les sédiments accumulés ne dépassent pas 25% à 50% du volume du bassin de sédimentation. Lorsque ces taux d'accumulation sont atteints, le bassin de sédimentation est saturé et inefficace. L'une des raisons des niveaux élevés d'accumulation de la tourbe était le faible volume du bassin, ce qui a probablement contribué à la faible efficacité du bassin dans cette étude. De plus, l'entretien du bassin, y compris celui des structures à l'intérieur, telles que les bômes flottantes et les épis doit être régulier et plus fréquent. D'autres études ont montré que les structures ajoutées à des bassins de sédimentation peuvent contribuer à améliorer son efficacité. Marttila et Klove (2009) ont suggéré l'ajout d'une structure appelée "de contrôle du pic de ruissellement (peak run off control)", qui consiste à une série de mini-barrages qui contrôle les débits. Ceci a permis d'abaisser les niveaux de CSS sortant du bassin de sédimentation et d'augmenter le taux de rétention de 61% à 94% sur une tourbière exploitée en Finlande. Ces mini-barrages

fonctionnaient mieux pendant les périodes de fortes précipitations pour réduire la vitesse de l'écoulement afin que les sédiments puissent avoir plus de temps pour se déposer et ainsi éviter l'érosion du lit de la rivière. Sur la même voie, Li et al. (2009) ont étudié l'efficacité d'un dispositif appelé « submerged suspended flexible curtain (SFC) » pour piéger les CSS dans le bassin de sédimentation. L'étude (réalisée dans un canal au laboratoire) a montré que, en raison de sa conception, le SFC pourrait prendre des quantités considérables de sédiments sans augmentation de l'érosion ou blocage de débit à travers le bassin de sédimentation.

Les épis ont été installés dans le bassin de sédimentation à la mi-octobre 2008 et sont restés en place tout au long de 2009. Aucune preuve concluante quant à leur efficacité n'a été obtenue, indiquant que les épis ont contribué à réduire suffisamment les niveaux élevés en CSS. Les niveaux des CSS en 2009 étaient plus élevés qu'en 2008 à la station C2 et la norme néo-brunswickoise de 25 mg/L a été dépassée à un taux similaire de temps avant et après installation des épis. Cette inefficacité relative peut s'expliquer en partie par de nombreux facteurs tels que l'insuffisance du volume du bassin ainsi que le manque d'entretien du bassin et des épis durant leur fonctionnement. Une étude ultérieure où les épis seraient entretenus plus fréquemment et placés dans un bassin de sédimentation dont le volume est conforme aux exigences du Nouveau-Brunswick pourrait donner des résultats plus satisfaisants sur l'efficacité des épis. Les études ultérieures pourraient également envisager d'utiliser des programmes de modélisations (à titre d'exemple : Detention Pond Design and Modeling-Featuring PondPack, Haestad Methods Inc.®) pour aider à concevoir les bassins de sédimentation. Un programme de modélisation des débits des zones humides appelé MODFLOW a été utilisé par Ronkanen et Klove (2008) pour aider à concevoir un système optimal de canaux de drainage et de la taille du bassin de sédimentation à l'aide de données à partir de trois tourbières en Finlande.

À la lumière de nos résultats, les facteurs qui découlent de cette étude qui peuvent aider à améliorer l'efficacité du bassin de sédimentation sont les suivants :

- Mise en place de structures contrôlées en amont et en aval du bassin de sédimentation;
- Utilisation de structures aidant à éviter le phénomène d'érosion ainsi que la charge sédimentaire en suspension;
- Évaluation plus fréquente et plus exacte du taux de comblement ainsi que du point de saturation du bassin de sédimentation;

- Toutes structures (épis, mini-barrage, etc) accompagnant le bassin de sédimentation doivent être entretenues fréquemment pour conserver leur bon fonctionnement;
- Un système de seuils pourrait aussi être utilisé dans les canaux de drainage ce qui permettrait de ralentir la vitesse du débit dans les canaux de drainages ;
- Des structures à l'extérieur du bassin peuvent aider à améliorer l'efficacité du bassin de sédimentation, à titre d'exemple un marais filtrant aménagé ou une zone inondable aménagée qui reçoivent les eaux du bassin;
- À l'exutoire du bassin de sédimentation: l'aménagement d'un seuil perforé de plusieurs tuyaux sur la verticale et l'horizontale permettrait d'assurer une meilleure diffusion de l'eau. Toutefois, un risque de colmatage des tuyaux existe. Un nettoyage régulier permettra de garder cette structure en bon état de fonctionnement. Le seuil pourrait aussi être emporté en période de crues. Pour cette raison, il faudrait consolider le seuil avec un enrochement ou des gabions pour minimiser le risque d'érosion associé à la crue et prévoir une sortie directe en cas de débit trop important occasionnant des déversements au-dessus de la hauteur de crête du seuil.

Un futur projet pourrait envisager de diviser le bassin de sédimentation de Rogersville en deux bassins moins longs. La sortie du premier bassin devrait avoir un seuil pour contrôler les niveaux d'eau et les débits. Le premier bassin servirait à contrôler la sédimentation en augmentant le temps de résidence de l'eau dans le bassin afin que les sédiments puissent se déposer. Le deuxième bassin servirait à une seconde décantation. Il serait intéressant pour une étude ultérieure de déterminer si une série de bassins de sédimentation serait plus efficace dans le contrôle des CSS qu'un seul bassin.

En ce qui concerne la déposition des sédiments, le sable était généralement le principal type de sédiments présents à tous les sites en 2008 et 2009 avec un pourcentage croissant de l'amont à l'aval. Williams et al. (2008) ont mentionné que le potentiel de sédimentation des sédiments est influencé par les éléments suivants: la forme des particules, la taille, la densité et la porosité. En particulier, pour les sédiments fins (sable), la taille des particules est la caractéristique qui a la plus grande influence sur la vitesse de sédimentation des CSS. Le contenu en matières organiques représentait une faible proportion du total des sédiments déposés; ceci

indique probablement que les particules de tourbe demeurent en suspension pour une longue distance et qu'elles se déposent plus loin en aval, dans les zones de faible hydraulicité. Une autre étude qui utiliserait des trappes à sédiments placés plus loin en aval permettrait de confirmer cette hypothèse. Une étude ultérieure pourrait aussi revoir si la norme néo-brunswickoise de 25 mg/L est appropriée dans le cas des cours d'eau avoisinant les tourbières exploitées ou bien dans le cas des eaux de drainage provenant des tourbières exploitées.

Cette étude n'a pas trouvé de corrélation significative entre la pluie et les CSS et de très faibles corrélations entre les débits et les CSS. Toutefois, ces variables explicatives (pluie et débit) ont été étudiées individuellement. Il peut y avoir une interaction plus complexe, non linéaire entre les conditions hydrométéorologiques, de comblement du bassin et les niveaux de la CSS. Les études futures peuvent envisager la modélisation déterministe comme un outil permettant de combiner l'hydrologie et l'hydraulique qui peuvent fournir des informations utiles sur la façon dont les variables et/ou facteurs participent ensemble pour avoir des répercussions potentielles sur les niveaux des CSS.

De la suspension à la déposition, la particule passe par différentes étapes selon un processus hydraulique. La forme et la taille des particules de tourbe vont influencer les vitesses de sédimentation. Les contraintes hydrauliques du bassin vont influencer l'érodabilité. Ces phénomènes devront être étudié plus en détails pour mieux comprendre les mécanismes de sédimentation (Williams et al., 2008). Une étude plus approfondie de la relation entre la taille et la porosité des particules composites (flocs et agrégats) et la vitesse de déposition des sédiments en suspension serait utile pour favoriser la compréhension sur le comportement des sédiments en suspension et accroître les connaissances sur la vitesse de sédimentation des fibres de la tourbe.

1.7 Références

Braskerud, B. C. 2002. Design considerations for increased sedimentation in small wetlands treating agricultural runoff. *Water Science and Technology* 45: 77-85.

Castro, J. and Reckendorf, F. 1995. Effects of sediment on the aquatic environment: potential NRCS actions to improve aquatic habitat. Natural Resources Conservation Service. Oregon State University, Department of Geosciences. RCA III. Working Paper No. 6. August, 1995. <http://www.nrcs.usda.gov/technical/rca/wp06text.html>, retrieved on June 6th in 2010.

Chakrapani G. J. 2005. Factors controlling variations in river sediment loads. *Current Science*, Vol. 88, No. 4, 25 February 2005.

Daigle, J.-Y., Gautreau-Daigle H., and Keys D. 2001. Canadian peat harvesting and the environment. *Sustaining Wetlands Issues Paper*. No. 2001-1. North American Wetlands Conservation Council, Ottawa, ON.

Eger, P., K. Lapakko, B. Johnson and A. Loisel 1985. Drainage quality from a sod peat mine, first year results. *Proceedings of the Peat and Environment '85*. International Peat Society Symposium. Jönköping, Sweden, Sept 17-20, 1985.

Environment Canada. 1987. Some environmental impacts of peat harvesting in Northeastern New Brunswick. Air and Water Branch, Environmental Protection, Atlantic Region, Environment Canada.

GEMTEC Limited. 1993. Design, installation and monitoring of siltation ponds, Peat Bog 567, Lamèque Island, New Brunswick. New Brunswick Department of Natural Resources and Energy, Open File, 93-4. p 87.

Glooschenko, W. A. 1990. Effect of peatland on water quality, fish and wildlife habitat in Canada, a review. *Tasks Veget. Sci.* 25:85-93.

Gordon, N. D., McMahon, Thomas A., Finlayson, Brian L., Gippel, Christopher J., and Nathan, Rory J. 2004. *Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists*. Wiley, Chichester, England, 2nd edn., 2004, pp. 116-118.

Hannon, G.P. and Coffey, P.J. 1984. Control of silt in peatland waters. *Proceedings of the 7th Int. Peat Congress, Dublin, Ireland, 18–23 June 1984. Volume II.* p. 237–251.

Haestad Methods Inc. 2002. *Detention Pond Design & Modeling featuring PondPack®*. 37 Brookside Rd. Waterbury, CT 06708-1499 USA.

Holden, J. and Burt. T. P. 2002. Infiltration, runoff and sediment production in blanket peat catchments: implications of field rainfall simulation experiments. *Hydrol. Process.* 16, 2537-2557 (2002).

Hossain, M. A., Alam, M., Yonge, D. R. and Dutta, P., 2005. Efficiency and flow regime of a highway stormwater detention pond in Washington, USA. *Water, Air, and Soil Pollution* (2005) 164: 79–89. Springer 2005.

Ihme, R., Heikkinen, K. and Lakso E. 1991a. The use of overland flow for the purification of runoff water from peat mining areas. Publications of Water and Environment Research Institute. National Board of Waters and the Environment, Finland. No. 9.

Ihme, R., Heikkinen, K. and Lakso, E. 1991b. Peat filtration, field ditches and sedimentation basins for the population of runoff water from peat mining areas. Publications of the water and Environment Research Institute. National Board of Waters and Environment, Finland. No. 9.

International Peat Society. 2001. Extrait le 10 Août 2010, de: <http://www.peatmoss.com/pm-harvest.php>

Jiménez, J. and O. Madsen. 2003. A simple Formula to estimate settling velocity of natural sediments. *Journal of Waterway, Port, Coastal and Ocean Engineering* 129(2): 70-78.

Joensuu, S. 2002. Effects of ditch network maintenance and sedimentation ponds on export loads of suspended solids and nutrients from peatland forest. Finnish Forest Research Institute, research paper 868.

Joosten, H. 2004. The IMCG Global Peatland Database. Introduction. Retrieved on June 1st, 2010.

Joosten, H. 2009. The Global Peatland CO₂ Picture. Peatland status and drainage related emissions in all countries of the world. Wetlands International, Ede, 2009. Greifswald University. UN-FCCC conference in Copenhagen, December 2009.

Klove, B. 1997b. Settling of peat in sedimentation ponds. *J. Environ. Sci. Health*, A32(5), 1507-1523.

Klove, B. 1998. Erosion and sediment delivery from peat mines. *Soil and Tillage Research* 45 (1998) 199-216.

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

Koskiaho, J. 2003. Flow velocity retardation and sediment retention in two constructed wetland-ponds. *Ecological Engineering* 19:325-337.

Lappalainen, E. 1996. General review on world peatland and peat resources. In: *Global peat resources*, E. Lappalainen, editor. International Peat Society, pp. 53-56.

Mallet A. L., Carver C. E. and Daigle J.-Y. 2005. The effect of peat moss particules on the physiology of the Eastern Oyster, *Crassostrea virginica*. *Journal of Shellfisheries Research*, Jan, 2005.

Marsh, W. M. 2005. *Landscape Planning: Environmental Applications*. 4th Edition, John Wiley and Sons, Hoboken, 458 p.

- Muste M. 2002. Sources of bias errors in flume experiments on suspended-sediment transport. *Journal of Hydraulic Research*, Vol. 40, 2002. NO. 6. 695-708
- New Brunswick Department of Natural Resources. 2009. Peat Industry Review 2008. Unpublished technical note, 4 p.
- Nieminen, M., Ahti, E., Nousiainen, H. Joensuu, S. and Vuollekoski, M. 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., Courtenay, S.C., St-Hilaire, A., and Boghen, A.D. 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.
- Pacurar I., Doina Clapa, M. Dârja, Doina Stana, T. Rusu, L. Holonec, Ioana Petricele, V. Oprea. 2007. Les tourbières roumaines, exploitation ou conservation. Fédération des Conservatoires d'Espaces Naturels Pôle relais tourbières, Colloque tourbe et tourbières 2007, Lamoura, Jura Français.
- Pavey, B. 2006. Analyse comparative des concentrations de solides en suspension et de la sédimentation en aval des tourbières exploités (Nouveau-Brunswick), Mémoire de maîtrise. INRS-Eau, terre et Environnement.
- Pavey, B., St-Hilaire, A., Courtenay, S.C., Ouarda, T.B.M.J., and Bobée, B. 2007. Comparative study of suspended sediment concentrations downstream of harvested peat bogs. *Environmental Monitoring and Assessment*. 135:369-382.
- Poulin, M. Rochefort, L. Pellerin S. et Thibault J. 2004. Threats and protection for peatlands in Eastern Canada, *Géocarrefour* 79 (4): 330-344
- Rydin, H. and J. Jeglum. (2006). *The Biology of Peatlands*. Oxford University Press, 343 p.
- Siegel S. and Castellan N. J. Jr., in *Non parametric statistics for the behavioural sciences*, MacGraw Hill Int., New York, 1988, pp. 213-214.
- Silver T., Joensuu S. and Pakkala M. 2009. The condition and need for emptying sedimentation ponds on old drained peatlands in South-West Finland. *Suoseura*, Finnish Peatland Society. *Suo* 60(1-2): 37-46
- Strychar K. B. and MacDonald B. A. 1999. Impact of suspended peat particles on feeding and absorption rates in cultured eastern Oysters (*Crassostrea Virginica*, GMELIN). *Journal of Shellfish Research*. 18 : 437-444
- St-Hilaire, A. Courtenay, S.C., Diaz-Delgado, C., Boghen, A., Ouarda, T.B.M.J., and Bobée, B. 2006. Suspended sediment concentrations downstream of a harvested peat bog: analysis and preliminary modelling of exceedances. *Canadian Water Resources Journal*. 31(3): 139-156.
- Surette C., Brun G., L. and Mallet V., N. 2002. Impact of a Commercial Peat Moss Operation on Water Quality and Biota in a Small Tributary River, Kent County, New Brunswick, Canada. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 42, 423-430 (2002)
- Tarnocai, C., I.M. Kettles and B. Lacelle. 2002. Peatlands of Canada Database. Geological Survey of Canada, Open File 4002. Extrait le 10 Septembre 2010, de: <http://library.mcmaster.ca/maps/geospatial/peatlands-canada-database>

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

Thomas R. B. 1988. Monitoring baseline suspended sediment in forested basins: the effects of sampling on suspended sediment rating curves. *Hydrological Sciences Journal*, 33, 5, 10/1988.

Vautier, P. 2007. Guide de gestion : Tourbières et marais alcalins des vallées alluviales de France septentrionale. Fédération des Conservatoires d'espaces naturels CRASSOUS Claire et KARAS Floriane.

Verstraeten, G., Poesen, J., Gillijns, K., and Govers, G. 2006. The use of riparian vegetated filter strips to reduce river sediment loads: an overestimated control measure? *Hydrological Processes* 20:4259-4267.

Wong, T.H., Breen, P.F., Somes, N.L.G., and Lloyd, S. 1999. Managing urban stormwater using constructed wetlands. Industry Report, Report 98/7. Second Edition. 8-15. 50 pages.

WSUD (Water Sensitive Urban Design). 2006. Healthy waterways. Technical Design Guidelines for South East Queensland, Version 1. Chapter 4: Sediments Basins. p 49.

Zoltai, S.C. 1988. Wetland environments and classification. In: *Wetlands of Canada. Ecological Land Classification Series, No. 24.* Sustainable Development Branch, Environment Canada, Ottawa, Ontario, and Polyscience Publications Inc. Montréal, Québec. 452 p.

Partie II

CHAPITRE 2

Influence of hydrometeorological conditions and peatland extraction operations on suspended sediment concentration and deposition in the East Branch Portage River, New Brunswick (Canada).

Influence of hydrometeorological conditions and peatland extraction operations on suspended sediment concentration and deposition in the East Branch Portage River, New Brunswick (Canada).

By :

Mohammed Aziz Es Salhi^{1*}, Marie Clément², André St-Hilaire¹, Daniel Caissie²,
Simon Charles Courtenay³

¹Université du Québec, Institut National de la Recherche Scientifique
Centre ETE, 490 rue de la Couronne, Québec City, Québec

²Fisheries and Oceans Canada 343

343 Avenue Université, Moncton New Brunswick E1C 9B6, Canada

³Fisheries and Oceans Canada at the Canadian Rivers Institute
Biology Department, University of New Brunswick, Fredericton,
New Brunswick, E3B 5A3, Canada

* indicates corresponding author

To be submitted to the Water Quality Research Journal of Canada

Abstract

Peat extraction is a growing industry in Canada. Extraction activities often generate sediments, which can potentially negatively affect the natural environment as they are transported into streams and rivers. This study investigated the effects of peat production on the East Branch Portage River, New Brunswick (NB) (Canada). Relationships between discharge, precipitation and suspended sediment concentration (SSC) were analyzed. The effect of sedimentation pond maintenance activities on SSC was also studied. Finally, the grain size distribution and organic content of the sediment deposited were quantified. Three water quality stations were monitored during the ice-free period in 2007 and 2008. Results showed that SSC levels were not significantly correlated with precipitation and discharge, although time series of SSC, discharge, and precipitation suggest that some of the high SSC events were triggered by high discharge and precipitation. Although pond maintenance activities influenced SSC levels, maintenance alone failed to ensure optimal sedimentation pond efficiency and to decrease SSC below the NB 25 mg/L SSC guideline. Immediately after maintenance, SSC levels in 2007 did not fall below the guideline and in 2008, SSC increased and stayed high for approximately 30 days afterwards. The NB 25mg/L SSC guideline was exceeded at all stations in both years with the station located immediately downstream of the extraction activities exceeding the guideline approximately 50% of the time in both years. The vegetated buffer zone downstream of the pond did not decrease SSC sufficiently either. In general, sand was the prevailing sediment type deposited in both 2007 and 2008.

2.1 Introduction

Peatlands cover an area of approximately 400 million ha worldwide and represent 3% of continental surfaces (Lappalainen, 1996). The majority of peatlands are found in the northern hemisphere's boreal areas (Zoltai, 1988). Peat is fibrous and porous, so it can be used to retain water in horticultural soils (Jasinski, 2006). Peat is used in horticulture worldwide, especially sphagnum peat, because of these characteristics. Peat extraction varies from small artisanal operations to highly industrial operations involving vacuum harvesters (Daigle et al., 2001).

In Canada, peatlands cover 111 million ha, representing 76% of 127 million ha of wetlands across the country (Zoltai, 1988). Canadian peat moss is considered among the best quality worldwide; however, Canada has only 8% of the world total market share (when considering all peat usages, *i.e.*, fuel and horticulture). Canada's production focuses on horticultural peat, for which it has 22% of the global share (Daigle et al., 2001). In New Brunswick (NB), peatlands cover 2% (140,000 ha.) of the area of the province, of which 5,500 ha are currently used for the production of peat (New Brunswick DNR, 2009). The most common extraction method is the use of vacuum harvesters (Daigle et al., 2001; Gonzalez, 2003). Prior to extraction, the surface vegetation is removed and intensive drainage is carried out to dry the underlying peat. This leads to a decrease in evapotranspiration and could result in increased flow in nearby rivers (Gottlich et al., 1993).

In 1987, a study was completed at various peat extraction sites in Northeastern New Brunswick to determine the impact of peat extraction operations (Environment Canada, 1987). This study found that a significant amount of peat particles was discharged into rivers and coastal areas, but in the latter, these sediments did not appear to be toxic for eastern oysters (*Crassostrea virginica*). Due to the potential negative consequences to the aquatic environment, it was recommended that sedimentation ponds be used in order to retain some of the sediment loads. During the early 1990's, the New Brunswick Department of Natural Resources commissioned studies to perform further analyses on water quality of runoff from extracted peatlands due to concerns about environmental impacts on aquatic habitats. Exploited peatlands on Lamèque Island (NB) were studied and it was found that sedimentation pond size, structures within the pond (such as floating booms), pond cleaning schedules, ditching activities, discharge, and the ratio of pond volume to peatland area all influenced the quantity of suspended sediment in drainage

waters (Gemtec, 1993). Gemtec (1994) later focused on the acidity of water draining from exploited and unexploited portions of a peatland in Rogersville, NB. This study concluded that peat extraction did not affect water acidity levels due to dilution and buffering when water reached surrounding rivers. To minimize the impact of increased sediment loads within receiving waters, sedimentation ponds are now installed and a buffer zone of at least 30 m between sedimentation ponds and water courses is required. The guidelines of the province of New Brunswick stipulate that the suspended sediment concentrations (SSC) in the drainage water must not exceed 25 mg/L (Thibault, 1998).

Other studies have evaluated the effectiveness of these mitigating measures. In particular, Ouellette et al. (2003 and 2006) studied peat accumulation in Mill Creek, an estuarine tributary of the Richibucto River (NB). This study was carried out from 1997 to 1999. During this period, the volume of peat deposits in Mill Creek more than doubled despite the construction of sedimentation ponds. However, at the time this study was undertaken and until 2004, the sedimentation ponds at this site did not meet the provincial guidelines (J.Thibault, NB Department of Natural Resources, personal communication). Studies showed that the presence of peat particles affected the distribution and condition of sand shrimp (*Crangon septemspinosa*) (Ouellette et al., 2003 and 2006). St-Hilaire et al. (2006) conducted another study in Mill Creek and observed that the frequency of exceedance of the NB 25 mg/L SSC guideline was surpassed during 54% of the monitored period (spring 2001 and 2002). In 2003 and 2004, Pavey et al. (2007) studied the variability of SSC as well as the frequency of exceedance of the NB 25 mg/L SSC guideline in three other exploited peatlands. The average exceedance frequency was 72%. In addition, this study showed that the SSC exceeded the New Brunswick's guideline 30% of the time in one study site located downstream of an undisturbed peatland, *i.e.*, no extraction (Pavey et al., 2007).

Pavey (2006) also studied the type and quantity of sediments that were deposited 50 m downstream of the sedimentation ponds in the spring and fall of 2003 and during the ice-free (spring through fall) period of 2004. The rate of sediment deposition downstream of production areas was significantly higher than that of the reference site (undisturbed peatland). At the peat production sites, the majority of sediments found were composed of sand and contained low (pooled median of 4%) organic content (including peat particles). These findings do not necessarily indicate a small amount of transported organic matter coming from the peat production area. It was suggested that the majority of organic matter was settling farther downstream than

where the sediment traps were placed. Madej (2005), during a study of organic matter in four streams in northern California, found that organic particles tend to float farther than inorganic, denser material.

Clément et al. (2009) monitored the SSC in the East Branch Portage River (NB) during the opening extraction activities of a new exploited peatland in 2007. They concluded that an insufficient quantity of sediment was being trapped in the sedimentation pond. This could possibly be due to insufficient frequency of pond maintenance (cleaning frequency). The 250 m buffer zone was also not efficient in trapping sediments as a channel was formed by the outflow and water transported sediments directly into the river. Although only 15% of the peatland area had been exploited in 2007, elevated SSC (> 200 mg/L) were observed and the NB 25 mg/L SSC guideline was exceeded 25% of the time at a site located immediately downstream of the exploited peatland.

Few studies other than those done in New Brunswick, have been undertaken to quantify the impact of SSC from exploited peatlands on estuaries and rivers. As a whole, these studies have shown that current practices for the retention of suspended sediment from peatland extraction do not meet the New Brunswick guidelines with respect to SSC. These studies demonstrate the importance of reviewing the effectiveness of the mitigation measures on sediment load.

Previous studies have tried to establish a relationship between SSC, discharge and precipitation (e.g. St-Hilaire et al., 2006 and Pavey et al., 2007). However, discharge was not monitored at site and/or on a continuous basis within these studies. Therefore the aim of the present study was to determine if a statistically significant relationship exists between SSC and discharge and/or precipitation using more detailed data. In addition, this study also focused on confounding factors such as maintenance operations of sediment ponds. More specifically, the goals of this research project were to: 1) determine if SSC is related to concomitant water discharge and precipitation; 2) compare SSC levels at two stations located downstream and one station located upstream of the peat operations; and 3) investigate sediment deposition and organic content of sediments upstream and downstream of the peat production area.

2.2 Methodology

2.2.1 Description of the sites and stations

The study area was located on the East Branch Portage River (Northumberland County, NB; Figure 2-1). The Hardwood Peatland, an ombrotrophic bog, is located in the headwater of the drainage basin and has a total area of 125 ha. In 2007, 19 ha were cleared of vegetation and drained. A network of ditches having a depth of 1 m and a width of 2 - 3 m were dug to drain the area. Drainage water was diverted towards a sedimentation pond and then flowed into a 250 m buffer zone.

Three water quality monitoring stations were established in the East Branch Portage River in 2007 (Clément et al., 2009) and 2008. Station C1 was located downstream of a low gradient wetland located 2 km downstream of the exploited peatland. This is a site with known suitable fish habitat (Clément et al., 2009). Station C2 was located approximately 10 m downstream of the confluence of the East Branch Portage River and a channel (depression) formed by the drainage water flowing into the buffer zone. Station C3 was located upstream of all operational activities in the peatland and upstream of the influence of extraction activities at the time of the study (Figure 2-1).

2.2.2 Field measurements

At each station, one Optical Back Scatterometer (OBS, D&A Instruments Ltd.) was attached at mid-depth (i.e. at between 20 and 35 cm) in the channel to a metal frame to protect the equipment from large debris accumulation. A wiper brush (Hydro-Wiper, Zebra-Tech Ltd.) operated by batteries was attached to the OBS to remove debris and bio-fouling accumulation on the sensors. The wiper was set to clean the OBS every 2 hours. Laboratory experiments indicated that the wipers had no influence on turbidity readings. The OBS sensor measured water turbidity using infrared light emitting from the sensor and incidental light entering the sensor. Turbidity was recorded every 15 seconds and hourly averages were calculated with datalogger (Campbell Scientific CR510 or CR10). At each station, a calibration curve was developed to convert turbidity measurements (in mV) to SSC (in mg/L) as described in the calibration section.

A pressure transducer (Keller model 173-L, Pressure System Inc.) was installed at C1 to measure hourly water levels. Instantaneous discharge was estimated using

water velocity measured at 20 points along a transect using a Marsh McBirney electromagnetic flow meter (Flo-Mate model 2000). These discharge measurements were then used to obtain a flow rating curve that converted water level measurements into water discharge.

The equipment was installed in the spring (April or May of 2007 and 2008) and removed in late fall (November 2007 and 2008). However, the OBS at C1 was faulty from October 1, 2008 (day 275) so discharge and turbidity data were not recorded during the latter part of 2008. Daily precipitation from the Environment Canada meteorological station at Miramichi Station RCS (station ID: 8100989, 46°0.600'N, 65°28.200'W) were obtained from May to October for both 2007 and 2008. We analyzed data from June to September, in order to have information for complete concomitant periods in 2007 and 2008. The average daily precipitation for the months of June through September during 2007 and 2008 were compared to the 30 year averages for the same months using Environment Canada's normal Canadian climate data for New Brunswick from 1971 to 2000 from the Miramichi Station A, (station ID: 8101000, 47°0.600'N, 65°28.200'W) and station Miramichi RCS, which replaced Station A when it was closed in 1999. Both stations were located at the same airport and therefore data are comparable. The precipitation station is approximately 60 km southwest of the Hardwood Peatland study site.

In addition to SSC and water discharge, sediment traps (SedibacsTM, Bio Innove Inc.), were installed at various sites on June 26 and 27, 2007 (days 177 and 178) and on July 3, 2008 (day 185). The sediment traps were composed of 1L plastic cylinders measuring 12 cm in diameter and 13.5cm in height and perforated on the sides with holes measuring 1.3 cm in diameter. Before placing the sediment traps in the streambed, a 10 mm mesh bag filled with gravel measuring between 2 and 4 cm in diameter was placed inside the cylinders. To install the sediment traps, a hole was dug in the stream bed and the sediment traps were buried with the top of the trap leveled with the streambed. The sediment traps remained open at the top and on the sides, thereby allowing sediment to be trapped within the gravel but also to be laterally transported by hyporheic flow. This enabled the measurement of net deposition of fine sediment.

To evaluate the potential impacts of sedimentation on fish habitats, four sets, each composed of four sediment traps were installed downstream of C1, in a stream reach known to support brook trout (*Salvelinus fontinalis*), white sucker (*Catostomus commersoni*), lake chub (*Couesius plumbeus*) and brook stickleback (*Culaea*

inconstans) (Clément et al., 2009). More specifically, sets of sedimentation traps were installed in slow moving areas (deposition areas) at 353 m (Site S1), 113 m (Site S2), 73 m (Site S3) and 3 m (Site S4) downstream of C1 (Figure 2-1). A fifth set of sediment traps (Site S5) was installed in the channel formed in the buffer zone, 5 m upstream of the confluence between the channel and East Branch Portage River (Figure 2-1) to quantify sedimentation near the extraction activities. No sedimentation trap was installed in the East Branch Portage River near C2 and C3 because of the deep water (> 1 m) and the low probability of retrieving the sediment traps in this stream reach.

Upon retrieval of the sedimentation traps from the stream [November 22, 2007 (day 326) and November 5, 2008 (day 310)], sediments were dried in an oven at 70°C for 24 hours. To determine the grain size distribution of the deposited sediment, the entire contents of the sediment traps were placed through a succession of ten Canadian standard sieves (64 µm to 16 mm). The sediments were shaken for 25 minutes in total, using a portable sieve shaker (model RX-24; W/S/Tyler Co.). If the sediments remained attached to the large pieces of gravel (original substrate placed in the mesh bag), they were removed carefully with a brush. The sediment fractions were weighed using an APX-200 Denver Instrument scale and a percentage by weight of each fraction was calculated. The organic content was determined for each sediment fraction by burning in a muffle oven at 500°C for three hours and re-weighing the remaining sediment. Sediments were subsequently grouped into seven size classes according to the Wentworth Scale (fine and medium gravel (8 - 16 mm), very fine gravel (2 – 4 mm), very coarse sand (1 – 2 mm), coarse sand (0.5 – 1 mm), medium sand (0.25 - 0.5 mm), fine sand (0.25 - 0.125 mm), very fine sand (0.125 – 0.0625 mm) and clay and silt (<0.0625 mm) (Gordon et al., 2004).

2.2.3 Survey of peat volume in the sedimentation pond

Measurements of peat accumulation in the sedimentation pond were taken on June 7, 2007 (day 158), July 23, 2008 (day 205) and August 19, 2008 (day 232). The length and the width of the pond were measured using a measuring tape. The pond was divided into six equidistant transects. Each transect was then divided into five points based on the wetted width of the sedimentation pond.

At each transect point and at the outflow of the pond, two measurements were taken: total depth (bottom of the pond to the top of the water) and water depth to the peat. The total depth at the outflow was then subtracted from the average of the depth measurements taken at each transect to calculate the effective volume of the pond

and peat accumulation. The pond was trapezoidal in shape and had an initial volume of 700 m³ (length = 87 m, width = 7 to 10 m at the top and 2 to 5 m at the base, with 45° sloping banks). A volume of 25 m³ must be allowed for each hectare drained for the production of peat. Therefore, the volume of this sedimentation pond meets the volume design requirements for the first 19 ha being exploited during the course of this study. However, the average depth of the sedimentation pond was 1.1m. According to the NB guidelines, a sedimentation pond must have a depth of 1.5m; therefore, this study's sedimentation pond's depth was slightly less than required by the guideline.

2.2.4 Calibration

Turbidity measurements were recorded by the OBS in mV. A calibration curve was constructed for each station to convert the mV values to mg/L. The calibration was done with *in situ* water and sediments, and was performed in the shade in order to prevent light fluctuation from affecting the measurements. Water turbidity was increased by mixing stream sediments into a rectangular container (50cm x 75cm x 28 cm) filled with water. The turbidity was measured (while the sediment was kept in suspension by stirring continuously until recording the turbidity) and a water sample was immediately collected and transferred to a 2L bottle for subsequent filtration in laboratory. An interval of desired turbidity was set and subsequent samples were collected by adding sediments to the water and then stirring the water. Turbidity and water samples were obtained for at least 20 different turbidity levels (ranging from 10 to 680 mV) at each station.

In the laboratory, ProWeigh™ 11 cm filters (1.2 µm pore size) were used to filter water samples. The resulting particles were dried in an oven at 70°C for 24 hours and weighed. Calibration curves of mV to mg/L were constructed and equations relating SSC to mV were obtained for each station. Data collected during 2008 and 2009 were included in the calculation. An example of a calibration curve is given in Figure 2-2. Note that the calibration curve excludes potential errors related to the light variability in the field.

2.2.5 Statistical Analyses

Based on the results of the Lilliefors test, it was determined that the SSC data and the grain size and organic content data measured from sediment traps did not follow a normal distribution in both 2007 and 2008. Therefore, the non-parametric Kruskal-

Wallis test, followed by the Multiple Comparison test using the Pgirmess Package in R (Siegel and Castellan, 1988) were used to evaluate whether the stations (for SSC) and sites (for sedimentation data) were significantly different from each other. The Pearson's correlation was used to determine if any significant correlation existed between SSC and precipitation as well as SSC and discharge. These correlation calculations included lagging SSC 0 to 6 days behind each potential affecter.

2.3 Results

2.3.1 Hydroclimatic conditions

A total of 352 mm of rain fell from June to September in 2007. In 2008, a total of 459 mm of rain was recorded, an increase of 107 mm from the previous year (30%, Table 2-1). A total of 370 mm is the average for the same period based on historical data (from 1971 to 2000). The total amount of precipitation during the sampling period of 2007 was similar (5%) to the normal precipitation average (1971 – 2000) but 2008 was 24% higher than the historical average. The precipitation in June, July and August 2007 were similar to the normal precipitation averages while the precipitation in September 2007 were 30% lower than the monthly normal average. In 2008, the precipitation in July and September were similar while June (25%) and August (63%) were wetter than the normal (Table 2-1).

Mean discharges in the East Branch Portage River were calculated for the same time period of June to September 2007 and 2008. The average discharge for June through September was 0.047 m³/s in 2007 compared to 0.068 m³/s in 2008. Most monthly discharge values were comparable between both years, with a notable difference in August. In fact, August 2008 has a discharge of 0.114 m³/s (5 times higher than in 2007; Table 2-1).

2.3.2 Suspended Sediment Concentrations

Correlation of precipitation and discharge with SSC levels

Figures 2-3 and 2-4 indicate that, although some increases in SSC were synchronized with precipitation events, this was not systematic. For instance in 2007 (Figure 2-3e), 46 mm of rain fell on October 12 (day 285) and an increase of SSC was subsequently observed at the station located immediately downstream of the extraction zone (C2 – 268 mg/L on day 285). However, on August 24 (day 236), 21 mm of rain were recorded and no corresponding increase in SSC was observed in the following days at any of the stations. Similarly, 45 mm of rain fell on July 19 (day 201) in 2008 (Figure 2-4e) and no corresponding increases in SSC were recorded at the three stations. In contrast, on August 3 (day 216), a similar amount of rain fell (54 mm) which resulted in an SSC level of 121 mg/L three days later on August 6 (day 219) at C2. Stations C1 and C3 showed no increase in SSC after this particular rainfall event. A period of higher SSC was recorded at C1 which coincided with a

period of low flow (July 14 to 20; days 196 to 202). The SSC was not significantly correlated with precipitation at C1, C2, or C3 (except 2007 where it was significantly correlated with a lag of 1 day (p -value < 0.05)) in 2007 or 2008 (p -value > 0.05) (Table 2-2).

As with precipitation, there was no systematic synchronicity between discharge and SSC events (Figures 2-3 and 2-4). In 2007, events of elevated SSC at C2 occurred mainly during the low discharge period (July 7 to 25 or days 188 to 206) ($0.072 \text{ m}^3/\text{s}$ to $0.050 \text{ m}^3/\text{s}$), which coincided with a period of high intensity ditching activities at the peatland (Clément et al., 2009). Missing data in 2007 (at C1) from July 10 to August 22 (days 191 to 234) made it difficult to determine if the elevated SSC recorded at C2 persisted over a distance of 2 km downstream from the peatland (Station C1). In 2008, some SSC peaks were associated with higher discharge. For instance, station C2 showed a series of four SSC peaks (varying from 542 mg/L to 742 mg/L; June 19 to July 7 or days 171 to 189). Only the third peak (July 1, day 183) was associated with an increase in discharge and precipitation. On August 5 (day 218), the highest discharge recorded during the summer resulted in only a small increase (121 mg/L) in SSC at C2 one day after the discharge event (August 6, day 219). In spite of these irregularities, discharge was positively and significantly correlated (p -value < 0.05) with SSC (with a lag of 1 to 2 days at C1 in 2007). However, the relationship reverses in 2008 (p -value < 0.05). At C2, discharge has no significant correlation with SSC in both years (p -value > 0.05). At C3 (*i.e.* upstream of the peat production area), discharge was positively, significantly correlated (p -value < 0.05) with SSC with a lag of up to 6 days in 2007. There was no significant correlation at C3 in 2008 (p -value > 0.05) (Table 2-2).

Percentage of exceedance of thresholds during the sampling period

Table 2-3 outlines the percentage of SSC exceedance of 25 mg/L (NB guideline), 50 mg/L, 100 mg/L and 500 mg/L for each station in both 2007 and 2008. All three stations exceeded 25 mg/L in both years with the highest exceedance being at C2 in 2007 (47%) and 2008 (52%) and the lowest at site C3 (3% in 2007 and 2% in 2008). At C1 and C3, SSC levels never exceeded 100 mg/L except at C1 in 2008. At C2 in 2007 and 2008, SSC exceeded 100 mg/L during 20% and 28% of the time and 500 mg/L during 6% and 8% of the time, respectively.

Results of the Kruskal-Wallis tests indicate that SSC at each station for concomitant periods were significantly different from one another in both 2007 ($\chi^2 = 86.57$; p -value < 0.05) and 2008 ($\chi^2 = 99.19$; p -value < 0.05). The results of the Multiple

Comparison test for both 2007 and 2008 indicate that the levels of SSC at C2 showed the highest median, followed by C1 and C3 (Figure 2-5).

Peat accumulation in sedimentation ponds

Peat accumulation in the pond was measured once in 2007 (June 7; day 158; Figure 2-3). On June 7, 47 to 55 days (days 205-213; exact date of cleaning not recorded in 2007) prior to pond maintenance, 172 m³ of peat had accumulated in the pond; which represented 25% of total pond volume (700 m³). In 2008, the pond maintenance was carried out earlier, on June 16 (day 168; Figure 2-4) and was completed in one day. In both years, pond maintenance was accomplished using a backhoe. Peat accumulation was measured on July 23, 2008 (day 205), 37 days after pond maintenance on June 16 (day 168). At that time, 418 m³ of peat had accumulated in the pond. This accumulation represented 60% of total pond volume. A second measurement was taken on August 19, 2008 (day 232), 27 days after the first measurement and 64 days after pond maintenance. Peat volume was estimated at 406 m³ (58% of total pond volume).

Data recorded at C2 (in the vicinity of the exploited peatland) were analysed to determine the effect of pond maintenance on SSC (Figure 2-3b). In 2007, periods of high precipitation occurred during and after the period of pond maintenance (Figure 2-3e). The 20-day average SSC levels at C2 before maintenance in 2007 were

704 mg/L (Total Precipitation (P) = 66 mm and average discharge (Q) = 0.067m³/s). After pond maintenance, the average SSC levels were 130 mg/L (P = 51 mm and average Q = 0.026m³/s). Maintenance reduced the SSC by 82%. Nonetheless, the NB 25 mg/L SSC guideline was exceeded 90% of the time during the 20-day period preceding maintenance and 85% of the time during the 20-day period after maintenance. The SSC increased to values exceeding 400 mg/L three days after pond maintenance (Figure 2-3b) which coincided with a precipitation event (Figure 2-3e). Elevated SSC were observed periodically after pond maintenance.

The 20-day average SSC levels at C2 before maintenance in 2008 were 17 mg/L (P = 40 mm and average Q = 0.056m³/s). After pond maintenance, the average SSC levels were 187 mg/L (P = 97 mm and average Q = 0.063m³/s) (Figure 2-4). Hence, C2 did not experience a decrease in SSC after pond maintenance in 2008 rather the SSC increased by more than ten times the level of SSC concentrations prior to maintenance (Figure 2-4b). The NB 25 mg/L SSC guideline was exceeded 21% of

the time during the 20-day period prior to pond maintenance and 75% after pond maintenance. Five days after maintenance, there was a series of four peaks from June 19 to July 7 (days 171 to 189); the smallest peak reached 504 mg/L and the highest reached a maximum value of 742 mg/L. These elevated SSC were observed over a period of 30 days after pond maintenance and three of the four SSC peaks were not associated with precipitation (Figure 2-4b and 2-4e). Following these four peaks, SSC levels remained fairly low and stayed under the New Brunswick guideline for the remainder of July. However, high SSC values were again noted between August 15 (day 228) and September 29 (day 273) with maximum SSC levels ranging from 913 to 1938 mg/L (Figure 2-4b).

2.3.3 Sediment deposition

- *Clay and silt:*

In both 2007 and 2008, the median percentages of clay and silt (diameter $(d) \leq 0.0625\text{mm}$) sediments from S1 to S4 (sites located downstream of C1) were generally small, with less than 8%, except for S4 in 2008 (Figure 2-6).

The Kruskal-Wallis test was significant in 2007 ($\chi^2 = 14.21$; p-value = 0.0066) and 2008 ($\chi^2 = 14.96$; p-value = 0.0048). The Multiple Comparison test (Pgirmess R Package²¹) indicated that the following sites were significantly different from each other in 2007: S2 & S5 and S4 & S5 and in 2008: S2 & S4 and S2 & S5 (Figure 2-7).

- *Sand:*

In general, sand ($0.125 \leq d < 2\text{mm}$) had the largest proportion of deposited sediments in both 2007 and 2008. The highest median percentage was measured at S2 (84% in 2007 and 90% in 2008) while the lowest accumulation was observed at S5 (44 % in 2007 and 20% in 2008) (Figure 2-6).

The Kruskal-Wallis test was significant in 2007 ($\chi^2 = 10.35$; p-value = 0.034) and 2008 ($\chi^2 = 16.34$; p-value = 0.003). The Multiple Comparison test indicated that no sites were significantly different from each other in 2007; however when reviewing Figure 2-7, there visually appears to be a difference between S1 and S5. A relatively small sample size may be a cause of this discrepancy. In 2008 S5 was significantly different than S2 and S3 (Figure 2-7).

- *Very fine gravel:*

In general, very fine gravel ($2 \leq d \leq 4\text{mm}$) comprised a relatively small percentage (less than 26%) of the deposits collected in 2007 and 2008 with the notable exception of S5 (60%) in 2008 (Figure 2-6). The Kruskal-Wallis test was not significant in 2007 ($\chi^2 = 8.74$; p-value = 0.068) but it was significant in 2008 ($\chi^2 = 15.05$; p-value = 0.005). The Multiple Comparison test indicated that S5 was significantly different than S2 and S3 in 2008 (Figure 2-7).

- *Organic content:*

In 2007, the median percentage of organic content for sediment less than 2 mm in size (fine sediment) was similar between S1 to S4, with 3 to 4% of organic matter (Figure 2-8a). However, the Kruskal-Wallis test was significant ($\chi^2 = 12.32$; p-value = 0.015) and the Multiple Comparison test indicated that S5 had a significantly higher median percentage (27%) than S1 and S4. In 2008, the median percentage of organic content for sediment less than 2 mm in size demonstrated a slightly different spatial pattern than in 2007. The median percentage of organic content (<2mm) increased from S2 to S5 and S5 remained the site with the highest median percentage organic content at 22% (Figure 2-8b). Significant differences between sites were found ($\chi^2 = 14.79$; p-value = 0.005), with S2 being significantly different than S5 (Figure 2-8b).

For sediment greater than 2 mm in size, organic content was found to be very small (< 1%) in 2007. The median percentage of organic content showed some inter-site differences ($\chi^2 = 10.58$; p-value = 0.032). The inter-site comparison indicated that no sites were significantly different from each other (Figure 2-8c)

In 2008 the median percentage of organic content for sediment greater than 2 mm in size demonstrated a much different pattern than in 2007, with higher percentages (Figures 2-8c and 2-8d). In 2008, the minimum percentage was 3% at S1 and the maximum reached 13% at S5. The median percentage organic content at each site were significantly different from each other ($\chi^2 = 9.57$; p-value = 0.048), with S1 significantly different from S5 (Figure 2-8d).

2.4 Discussion and conclusion

One of the objectives of the present study was to test if a statistical relationship existed between SSC and hydrometeorological variables. Marttila and Klove (2009) found a significant relationship between SSC and discharge at the Luisansua peat extraction site, near Oulu, Finland. St-Hilaire et al. (2006) found a statistically significant relationship between SSC exceedance of a 500 mg/L threshold and precipitation and discharge (estimated using nearby gauging stations), after a lag of three days.

Another study found that important differences in SSC occurred with small changes in discharge (Benyahya et al., 2003). In the present study, discharge was measured among one study site. However, our results did not confirm the results of St-Hilaire et al. (2006), who used transferred flow data. Although there was some temporal concordance between some SSC increases and discharge, there was only a very weak correlation between these two variables particularly at C1 and C3. The same temporal concordance was found between SSC and precipitation with no significant correlation between these variables. A lack of correlation between SSC and precipitation may be in part due to the fact that precipitation was measured at the Miramichi RCS station, which is located approximately 60 km away from the sampling site. There may be important differences in convective events intensity and total precipitation for distant stations (Zhang et al., 2001). If the precipitation data had been collected at the sampling site, the conclusion from the correlation analysis may have been more definitive. Pavey (2006) also found that SSC appeared to be poorly correlated with precipitation or discharge. Another factor which could result in a low correlation between SSC and precipitation is the antecedent soil moisture in the area. During similar rainfall events, it was observed that discharge responded differently, presumably due to the level of saturation within the basin. No correlation between discharge and SSC was found during a study on an exploited peatland at Lamèque Island (NB) (Gemtec, 1993). Gemtec (1993) did find that SSC levels were lowest in the spring and highest in the fall, but the rises in SSC levels were not related to discharge. Instead, they showed that SSCs were a result of ditching activities which loosened peat fibres that were subsequently transported by water. The 2007 data also showed that ditching and drainage activities resulted in numerous SSC increases in July and August 2007 (Clément et al., 2009). Information on daily extraction operations at the peatland was not available for 2008. However, peak SSC events were recorded during known periods of high ditching and extraction activities.

Nonetheless, it is possible that precipitation and discharge may intensify sediment transport during specific rain events.

Precipitation can have two distinct and opposite effects on SSC. When sediment supply is not limited, SSC loads will increase as precipitation increases. However, if sediment delivery is not sustained during precipitation events, a dilution effect will occur. Our data suggest that both mechanisms may be present. In some cases, peat fibres may be loosened by high precipitation intensity and a higher suspended sediment load may result. When precipitation is less intense, it is possible that the energy is insufficient to dislodge peat particles and that the net result is a dilution of stream suspended sediments (Tremblay et al., 2010).

SSC levels were significantly higher at C2 than at the other stations. The 25 mg/L threshold was exceeded approximately 50% of the time at C2 in 2007 and 2008. These results indicate that C2 was most affected by extraction operations. At C1 in 2008, most of the exceedance of the NB 25 mg/L SSC guideline occurred from July 14 to 20 (days 196 to 202) which did not coincide with a period of elevated SSC at C2. These elevated SSC at C1 may have originated from the low gradient wetland located between C1 and C2. SSC values in excess of 25 mg/L were very scant at C3, which was not influenced by the extraction activities during the course of the present study. SSC values greater than the NB 25 mg/L SSC guideline at C3 are much lower than those observed by Pavey (2006) (around 30%) in a natural peatland located near our study site. Clément et al. (2009) recorded a percentage of exceedance of 25% at C1 prior to the extraction activities at the peatland. Reasons for this difference may be related to site location. For example, Pavey (2006) monitored deposition at the outlet of a small pool near the downstream end of a peatland in which coarse peat fibres were settling or by the presence of the low gradient march in the Clément et al. (2009) study.

Pond maintenance was found to affect levels of SSC. In 2007, average levels 20 days after pond maintenance were 82% less than average levels in the 20 days preceding maintenance. However, pond maintenance did not reduce the percentage of exceedance of the NB 25 mg/L SSC guideline which remained at 85% during the 20-day period after maintenance. In contrast, pond maintenance in 2008 was followed by a tenfold increase in SSC compared to the levels recorded prior to maintenance. The 25 mg/L threshold was exceeded 21% of the time during the 20 days preceding maintenance but reached 75% 20 days after maintenance. Precipitation following pond maintenance in 2007 may have increased sediment

transport but in 2008 most of the elevated SSC events observed after pond maintenance were not associated with precipitation. Most importantly, these events of high SSC can persist over a period of 30 days. These results showed that even if some decreases in SSC can be achieved following pond maintenance (e.g. 2007), pond maintenance may not be sufficient to meet the NB guidelines in some instances.

The period of high SSC following pond maintenance in 2007 and 2008 may be associated with an increase in sediment mobility from the bottom and the sides of the pond after maintenance. Marttila and Klove (2008), during flume experiments, showed that critical shear stress from a loose layer of peat sediments was six times lower than that of a consolidated peaty sediment layer. It can be hypothesized that maintenance activity often associated with cumulative precipitation and higher discharge, may have produced higher SSC because of changes in shear stress. It is also possible that after long periods without maintenance, some armouring of the sediment surface may have occurred. According to Hassan et al. (2006), many factors can affect the armouring process such as: the duration and level of discharge events, sediment supply, and sediment grain size distribution. The best conditions for armouring include constant, symmetrical flows. The study conducted by Hassan et al. (2006) focused on data collected from 22 dry streams in Israel as well as flume experiments. Although these field and experimental conditions were not similar to those measured in the present study, further studies may confirm that armouring of the peat layer may occur over time in the sedimentation pond, and that the armour layer is destroyed when maintenance is performed.

Flow should be prevented from exiting the pond during maintenance and regulated over a period of one month, to allow for armouring of the resident sediments in the pond.

Gemtec (1993) recommended that sedimentation ponds be cleaned, at a minimum, after ditching activities and once in the spring of each year. Ditching activities may increase the deposited sediment by 30 to 50 m³/ha/year in the sedimentation pond. Sediment should not exceed 25% to 50% of the total volume of the sedimentation pond (Gemtec, 1993). The sedimentation pond was built during the spring of 2007 and the 25% peat accumulation was measured soon after the construction of the pond (June 7, 2007). However, results from 2008 suggest that the pond filled quickly, with 60% of the volume being filled 36 days after pond maintenance. Sixty-four days after pond maintenance, the pond remained filled at 58%. These results suggest that

the pond may reach a saturation point, beyond which the peat retention is no longer efficient. In agreement with Gemtec (1993), our study showed that pond maintenance should be conducted more frequently. However more research is needed to determine pond saturation level. It may be that retention efficiency drops markedly after 25% infilling or even less.

The results of our study indicate that pond maintenance did not reduce the SSC below the NB 25 mg/L SSC guideline after cleaning. Furthermore, pond maintenance may result in episodic or even sustained increased of SSC if water is allowed to flow out of the pond during these cleaning operations. Results suggest that the current sedimentation pond design and/or maintenance practices are not sufficiently efficient. Furthermore, buffer zones between the sedimentation pond and the receiving stream do not appear to be efficient in reducing SSC. According to Clément et al. (2009), the SSC exiting the pond were being transported directly downstream by a channel which had formed within the buffer zone. In this particular case, there was no diffusion of sediment-laden water in the buffer zone.

Other techniques may help to reduce sediment loads. A study by Shamsudin et al. (2009) found that constructing a wetland upstream of the sedimentation pond can improve the efficiency of the sedimentation pond in residential area in Johan (Malaysia). A laboratory study at the Shanghai Jiao Tong University in China tested the effectiveness of a device called a submerged suspended flexible curtain (SFC) to trap sediment and reduce sediment load (Li and Hong, 2009). The results of this study showed that the SFC can trap large quantities of sediment without increasing erosion or blocking flow.

Sand was the predominant deposited sediment deposited at all sites in both years except for S5 in 2008 where very fine gravel was found to have the highest levels. The presence of very fine gravel may be due to higher discharge during the summer of 2008 and most likely eroded from the bottom of the ditches and sedimentation pond that are dug at a level below the organic layer. S5 was located at the outlet of the channel formed in the buffer zone, closest to the sedimentation pond and extraction activities. Generally, coarser suspended sediment settles quickly, which is confirmed by higher percentages of deposited sediment found at S5. The percentages of organic content were also higher at S5 compared to the downstream sites (S1-S4). S5 was located close to extraction activities in an area with low discharge so higher percentages of organic content were expected to be found because more peat was naturally present. However, depending on rain and flow,

some peat particles may continue to float downstream, probably until reaching a very low gradient area.

Ouellette et al. (1997 and 2006) showed that peat particles can stay suspended for nearly 1 km, prior to settling in low gradient areas in the study of peat accumulation in Mill Creek. Madej (2005) studied forested streams in northern California and found that organic particles are able to remain suspended longer because of their structure. Because of these findings and as suggested by Williams et al. (2008), conducting studies of the relationship between the size and porosity of composite particles (flocs and aggregates) as well as settling velocities of SSC would be helpful in furthering understanding the behavior of suspended peat sediment. In our study, it is possible that peat particles settled in the wetland located between C1 and C2 or conceivably the organic portion deposited even further downstream in low gradient areas. Clément et al. (2009) found SSC at C1 that were similar to those measured in the present study (*i.e.* 4% exceedance of the 25 mg/L threshold in 2005 and 25% in 2006). They hypothesized that the higher levels of SSC in 2006 (prior to the start of the exploitation at the peatland) may be a result of a decrease of dilution effects caused by a 25-day low flow event during the summer. This also appears to be the case in 2008 (data were missing in 2007). No impact has yet been recorded in fish habitats downstream of C1. Nonetheless, if sediment load being discharged into the river increases in future years, impacts in fish habitats may result.

This study did not find significant correlation between precipitation and SSC and found very weak correlation between discharge and SSC. However, these variables (precipitation and discharge) were studied individually. There may be a more complex, non-linear interaction between hydrometeorological conditions, pond infilling and SSC levels. Future studies may consider deterministic modeling as a tool for combining hydrology and hydraulics that may provide useful information about how the variables work together to potentially affect SSC levels.

Current pond maintenance, such as conducted at Hardwood Peatland, does not allow retaining sediments sufficiently to meet the NB 25 mg/L SSC guidelines continuously. Exceedance frequency was nearly identical in both years, despite the fact that 2007 was drier than 2008. Peat accumulation in the sedimentation pond and pond maintenance appear to be major factors in determining the amplitude of SSC. The elevated SSC events recorded over a period of one month following pond maintenance (in 2008) is of concern. Further studies should include the assessment of other mitigation techniques, such as: regulating the outflow of the sedimentation

pond during maintenance activities and over a period of one month afterwards, to determine if a reduction in SSC levels can be attained.

Acknowledgements

This work was financed in part by Fisheries and Oceans Canada, the New Brunswick and Québec Peat Producers Associations, the New Brunswick Department of Natural Resources, the Quebec Department of Industry (peat development program) and the New Brunswick Wildlife Trust Fund. The in kind and financial contributions of Premier Horticulture are also acknowledged. Peter Hardie and Sylvie Robichaud are thanked for their assistance in the field. The manuscript was substantially improved by comments of Jacques Thibault.

2.5 References

Benyahya L., St-Hilaire A., Courtenay S. C., Boghen A. D., Ouarda T.B.M.J., Bobée B. and Lachance L. 2003. Analyse de l'efficacité des bassins de sédimentation d'une tourbière exploitée : étude de cas de la plaine de St-Charles (Nouveau-Brunswick), Rapport de recherche R-686. INRS-Eau, Terre et Environnement.

Clément M., St-Hilaire A., Caissie D., Chiasson A., Courtenay S. C., Hardie P. 2009. An evaluation of mitigation measures to reduce impacts of peat harvesting on the aquatic habitat of the East Branch Portage River, New-Brunswick. *Canadian Water Resources Journal*, 34(4), pp. 1-12.

Daigle J. Y., Gautreau-Daigle H. and Keys D. 2001. Canadian peat harvesting and the environment. *Sustaining Wetlands Issues Paper*. No. 2001-1. North American Wetlands Conservation Council, Ottawa, ON 2001.

Environment Canada. 1987. Some environmental impacts of peat harvesting in Northeastern New Brunswick. Air and Water Branch, Environmental Protection, Atlantic Region, Environment Canada.

GEMTEC Limited. 1993. Design, installation and monitoring of siltation ponds, Peat Bog 567, Lamèque Island, New Brunswick. New Brunswick Department of Natural Resources and Energy, Open File 93-4, p. 87.

GEMTEC Limited. 1994. Peatland runoff study, Bog N°16, Acadieville, New Brunswick. New Brunswick Department of Natural Resources and Energy, Minerals and Energy Division, Open File 94-10, p. 89.

Gonzalez M. 2003. Alternatives de réclamation dans les tourbières post-récolte. *Alerte Technologique*, Institut de Recherches sur les zones côtières, Aquaculture Pêche et produits marins Tourbières Shippagan NB, Canada, vol. 1(N1).

Gordon N. D., McMahon T. A., Finlayson B. L., Gippel C. J. and Nathan R. J. 2004. *Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists*, 2nd edn., Wiley, Chichester, England, pp. 116-118.

Gottlich Kh., Richard Kh., Kuntze H., Eggelsmann R., Gunther J., Eicheldorfer D. and Briemle G. 1993. Mire utilization. In *Mires: Process, Exploitation, and Conservation*. In: Healthwaite A. L. Editor, Wiley, Chichester, England, pp. 325–416.

Hassan M. A., Egozi R. and Parker G. 2006. Experiments on the effect of hydrograph characteristics on vertical grain sorting in gravel bed rivers. *Water Resources Research*, 42 (W09408). DOI:10.1029/2005WR004707.

Jasinski S. M. Peat chap in *US Geological Survey Minerals Yearbook - 2005*. 2006; vol. 54, p. 1-6.

Lappalainen E. 1996. General review on world peatland and peat resources, in Lappalainen E. (éd.), *Global Peat Resources*, éditions E., International Peat Society, Finland, p. 53-56.

- Li Y., Yu G. and Hong G. 2009. Flow Characteristics of the Suspended Flexible Curtain for Sediment Harvest. International Society of Offshore and Polar Engineering Conference. Osaka, Japan, June 21-26, 3, pp. 1288-1292.
- Madej M. A. 2005. The role of organic matter in sediment budgets in forested terrain. US Geological Survey Western Ecological Research Center, Arcata, California 95521, USA 2005. Sediment Budgets 2, IAHS Publ.292, pp. 9-15.
- Marttila H. and Klove B. 2008. Erosion and delivery of deposited peat sediment. Water Resources Research, 44(W06406). DOI: 10.1029/2007WR006486.
- Marttila H. and Klove B. 2009. Retention of sediment and nutrient loads with peak runoff control. Journal of Irrigation and drainage Engineering, 135(2), pp. 210-216.
- New Brunswick Department of Natural Resources, Peat Industry Review 2008, Unpublished technical note, 2009, p. 4.
- Ouellette C., Boghen A. D., Courtenay S. C. and St-Hilaire A. 1997. Potential environmental impact of peat moss harvesting on the Richibucto River in New Brunswick. Bull. Aquacul. Assoc. Canada, 97, pp. 81-83.
- Ouellette C., Boghen A. D., Courtenay S. C. and St-Hilaire A. 2003. Influence of peat substrate on the distribution and behaviour patterns of sand shrimp, *Crangon septemspinosa*, under experimental conditions. Journal of Applied Ichthyology, 19, pp. 359-365.
- Ouellette C., Courtenay S. C., St-Hilaire A. and Boghen A. D. 2006. Impact of peat moss released by a commercial harvesting operation into an estuarine environment on sand shrimp *Crangon septemspinosa*. Journal of Applied Ichthyology, 22(1), pp. 15-24.
- Pavey B. 2006. Analyse comparative des concentrations de solides en suspension et de la sédimentation en aval des tourbières exploités (Nouveau-Brunswick), Mémoire de maîtrise. INRS-Eau, Terre et Environnement.
- Pavey B., St-Hilaire A., Courtenay S. C., Ouarda T.B.M.J. and Bobée B. 2007. Comparative study of suspended sediment concentrations downstream of harvested peat bogs. Environmental Monitoring and Assessment, 135, pp. 369-382.
- Shamsudin S., Mohamad I. N. and Rahman A.A. 2009. Uncertainty of sediment load prediction at a detention pond based on Monte Carlo Simulation. Journal of Environmental Hydrology, 17 (4), pp. 1-13.
- Siegel S. and Castellan N. J. 1988. Non parametric statistics for the behavioural sciences. MacGraw Hill Int., New York, pp. 213-214.
- St-Hilaire A., Courtenay S. C., Diaz-Delgado C., Boghen A., Ouarda T.B.M.J. and Bobée B. 2006. Suspended sediment concentrations downstream of a harvested peat bog: analysis and preliminary modelling of exceedances. Canadian Water Resources Journal, 31(3), pp. 139-156.

Thibault J. 1998. 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.

Tremblay Y., Ouarda T.B.M.J., St-Hilaire A. and Poulin J. 2010. Regional estimation of extreme suspended sediment concentrations using watershed characteristics. *Journal of Hydrology*, 380, pp. 305-317.

Williams N. D., Walling D.E. and Leeks G. J. L. 2008. An analysis of the factors contributing to the settling potential of fine fluvial sediment. *Hydrol. Process*, 22, pp. 4153–4162.

Zhang X., Hogg W. and Mékis E. 2001. Spatial and Temporal Characteristics of Heavy Precipitation Events over Canada. *Journal of Climate*, 14, pp. 923-936.

Zoltai S. C. 1988. Wetland environments and classification. In: *Wetlands of Canada, Ecological Land Classification Series, No. 24*. Sustainable Development Branch, Environment Canada, Ottawa, Ontario, and Polyscience Publications Inc. Montréal, Québec, p. 452.

Table 2-1: Total monthly precipitation during June to September in 2007 and 2008, average precipitation between 1971 and 2000 for June to September, and average discharge for East Branch Portage River during June to September in 2007 and 2008.

Months	Precipitation (mm)*		Average precipitation 1971 to 2000 ** (mm)	Average discharge and standard deviation (m ³ /s)					
	2007	2008		2007			2008		
				Q	SD	n	Q	SD	n
June	80.6	111.2	89.3	0.076	0,032	30	0.052	0,048	30
July	115.1	109.2	106.1	0.060	0,023	31	0.060	0,041	31
August	95.9	145.5	89.2	0.020	0,013	31	0.114	0,089	31
September	59.9	93.0	85.5	0.033	0,040	30	0.044	0,035	30
Total	351.5	458.9	370.1						

Q : discharge

SD : Standard deviation

n : sample size (days)

*Miramichi Station RCS (station ID: 8100989, 46°0.600'N, 65°28.200'W)

**Miramichi Station A (station ID: 8101000, 47°0.600'N, 65°28.200'W)

Table 2-2: Pearson correlation coefficients (r) and significance levels (p) between SSC and precipitation and SSC and discharge for 2007 and 2008. Significant correlations (p < 0.05) are shaded.

Lags: days	2007												2008											
	C1				C2				C3				C1				C2				C3			
	Precipitation		Discharge		Precipitation		Discharge		Precipitation		Discharge		Precipitation		Discharge		Precipitation		Discharge		Precipitation		Discharge	
	r	p-value	r	p-value	r	p-value	r	p-value	r	p-value	r	p-value	r	p-value	r	p-value	r	p-value	r	p-value	r	p-value	r	p-value
0	0.0512	0.5598	0.4186	0.000	0.0325	0.6663	-0.0463	0.5468	0.1363	0.072	0.1402	0.069	-0.0747	0.4135	-0.2968	0.0009	-0.1353	0.1293	0.0238	0.7909	-0.14	0.1165	-0.1391	0.1188
1	0.0209	0.8129	0.3225	0.0002	-0.0102	0.8925	-0.0254	0.742	0.3185	0.000	0.2074	0.007	-0.0509	0.5795	-0.2751	0.0023	-0.0827	0.3575	-0.034	0.7056	0.0764	0.395	-0.1563	0.0805
2	0.1036	0.2409	0.202	0.024	-0.0231	0.7608	-0.0101	0.896	0.077	0.3138	0.295	0.001	0.0265	0.7735	-0.245	0.007	0.1116	0.2152	-0.0899	0.3187	0.1053	0.2426	-0.0455	0.6147
3	0.0588	0.5079	0.0866	0.3291	0.019	0.803	-0.031	0.6893	-0.0285	0.7101	0.4952	1.18E-11	0.032	0.73	-0.1947	0.0339	-0.101	0.2642	-0.0729	0.4208	0.0367	0.686	-0.0414	0.6478
4	0.0124	0.8898	-0.0366	0.6816	-0.0008	0.9921	-0.0554	0.476	0.0185	0.8102	0.3769	0.000	0.093	0.3163	-0.1295	0.1621	-0.0123	0.8926	-0.009	0.9209	0.1301	0.1514	0.0251	0.7829
5	0.0075	0.933	-0.1095	0.2204	-0.065	0.3956	-0.0426	0.5851	-0.057	0.4605	0.2685	0.0005	0.1613	0.0824	-0.0325	0.7281	-0.0081	0.9299	-0.0204	0.8231	0.0527	0.5645	0.0449	0.623
6	-0.018	0.8416	-0.1169	0.1923	-0.0571	0.4567	-0.039	0.618	-0.0515	0.5063	0.2454	0.0016	0.1542	0.0985	0.0389	0.6787	-0.0726	0.4288	-0.0293	0.7498	0.0117	0.8988	0.0023	0.9797

Table 2-3: SSC percentage exceedance at the three stations (C1, C2, and C3) in 2007 and 2008 during the monitored days.

SSC (mg/L)	2007			2008		
	C1	C2	C3	C1	C2	C3
25	10.6%	47.2%	3.0%	22.1%	52.0%	2.4%
50	4.0%	30.0%	0.6%	10.7%	39.4%	0%
100	0%	19.7%	0%	6.6%	27.6%	0%
500	0%	6.2%	0%	0%	8%	0%

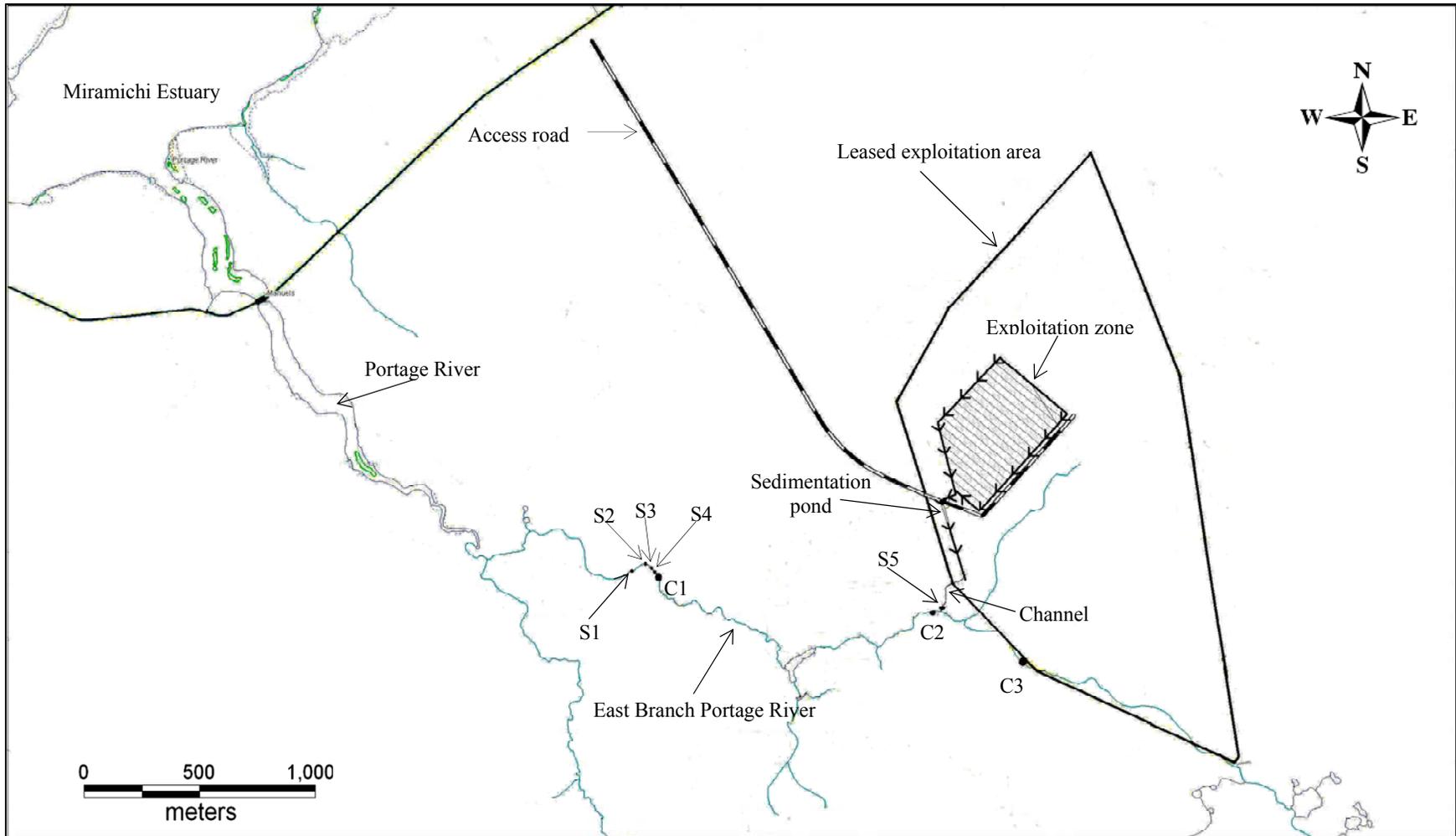


Figure 2-1: Study area with station and site locations in the East Branch Portage River in New Brunswick (Source: Premier Horticulture modified in 2010).

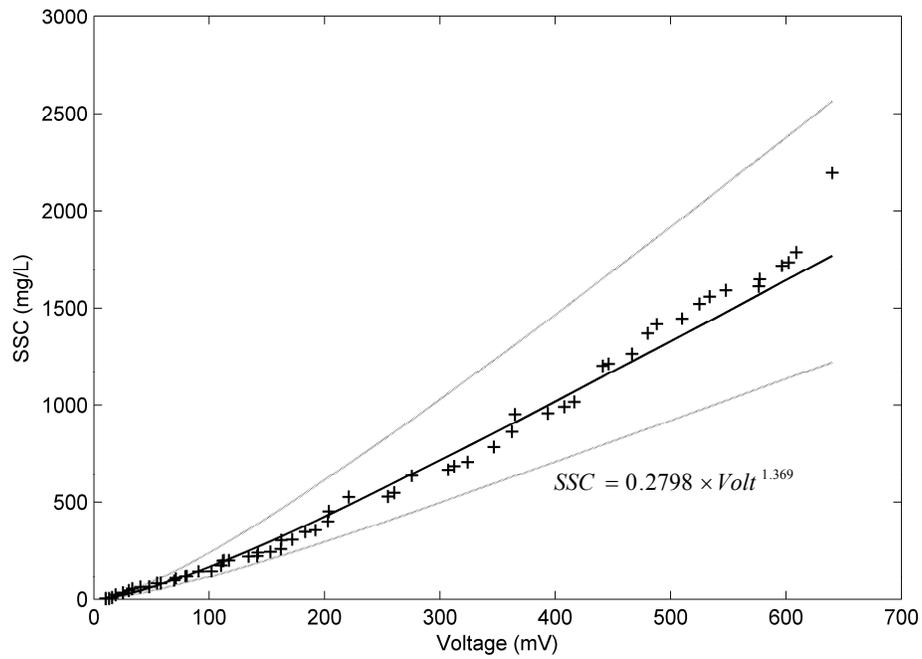


Figure 2-2 : Example of calibration curve of the Optical Back Scatterometer at Station C3 at the East Branch Portage River, 2008. Solid black line shows the calibration curve and grey lines show the 95% confidence interval.

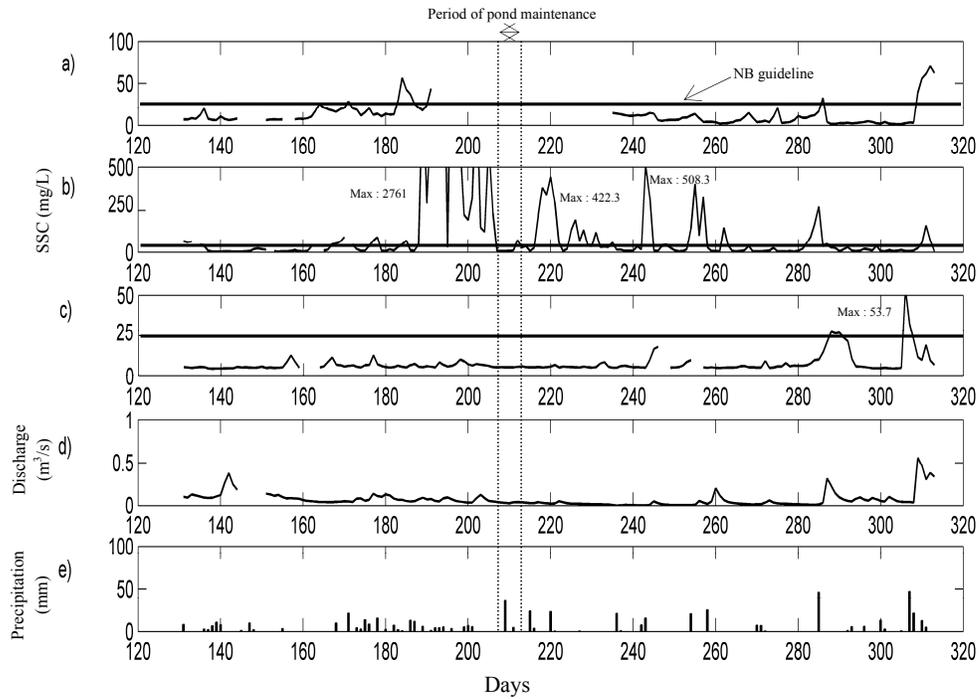


Figure 2-3 : Time Series of Suspended Sediment Concentration (SSC) in 2007 from calendar days 131 to 313: a) Station C1, b) Station C2, c) Station C3, d), Discharge, and e) Daily Precipitation (Environment Canada -Miramichi Station RCS). The horizontal, dark line on the SSC plots represents the NB 25 mg/L SSC guideline. The dotted lines represent the period of pond maintenance (days 205 to 213).

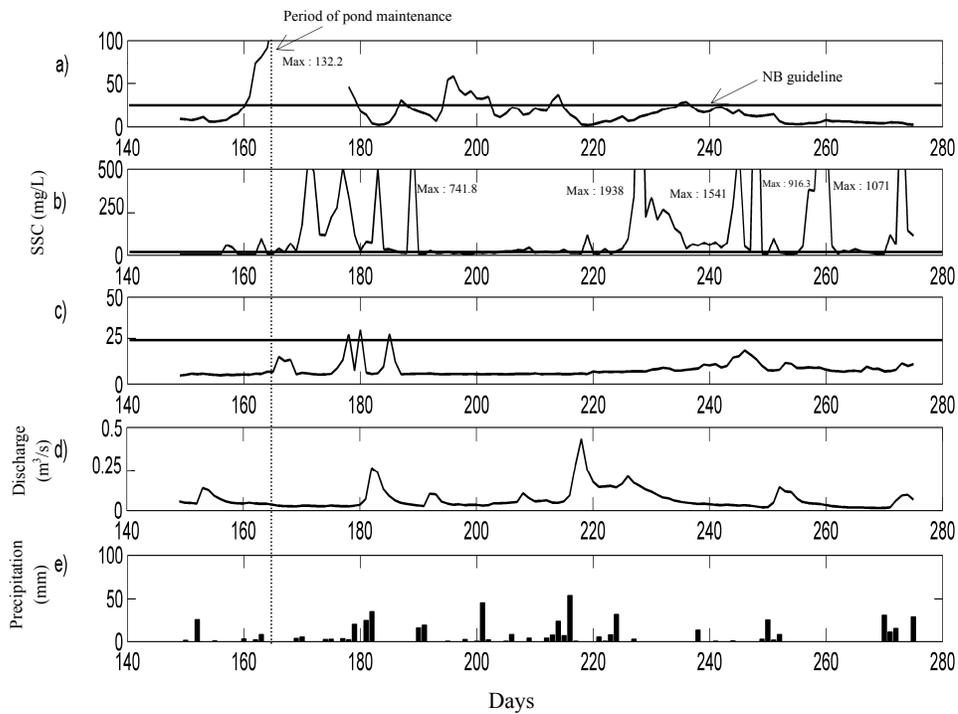


Figure 2-4 : Time Series of Suspended Sediment Concentration (SSC) in 2008 from calendar days 149 to 275: a) Station C1, b) Station C2, c) Station C3, d) Discharge, and e) Daily Precipitation (Environment Canada –Miramichi Station RCS). The horizontal, dark line on the SSC plots represents the NB 25mg/L SSC guideline. The dotted line represents the day of pond maintenance (day 168).

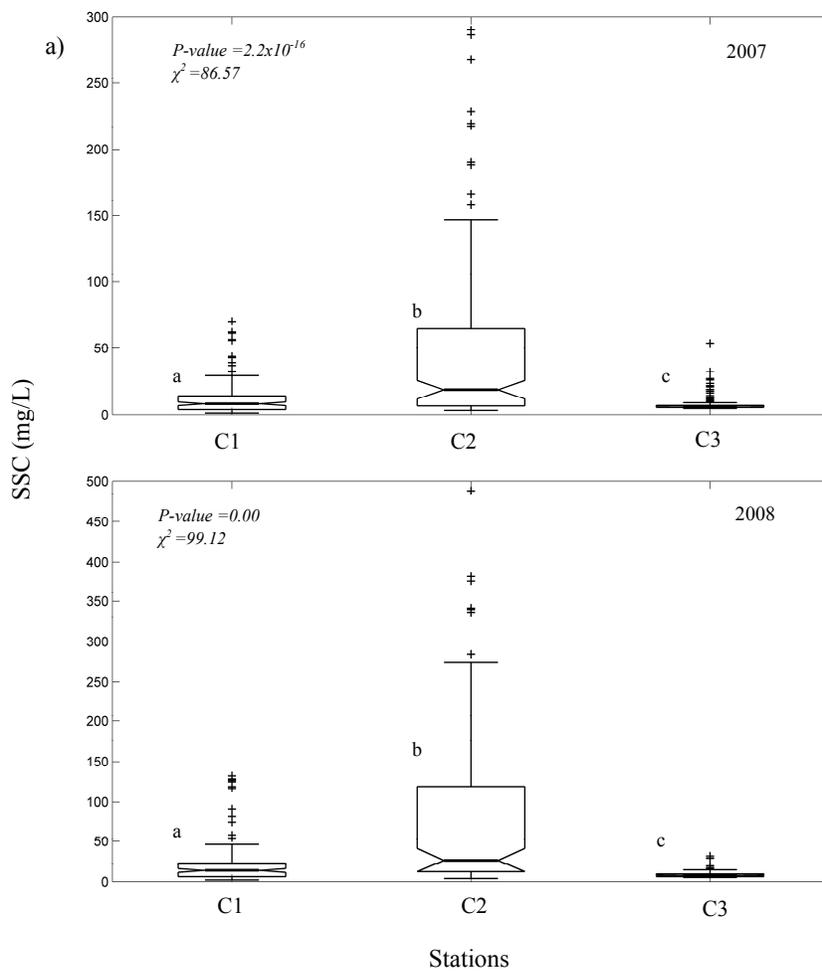


Figure 2-53 : Box plot of the SSC at Stations C1, C2 and C3 in 2007 (a) and 2008 (b). The black, horizontal line within each box plot represents the median. The letters a through c indicate stations that have similar medians based on the Multiple Comparison test using the Pgrimess Package in R (Siegel and Castellan, 1988).

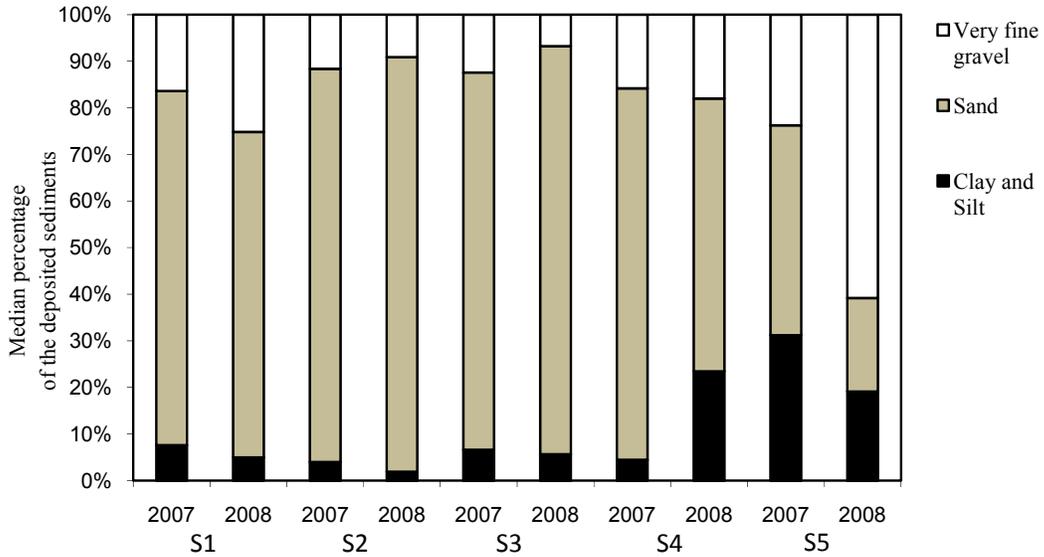


Figure 2-6: Median percentage of the sediment deposited in the sediment traps installed at Site 1 through Site 5 in the East Branch Portage River in 2007 and 2008. The deposited sediment was classified into three grain size categories: clay and silt ($d \leq 0.0625\text{mm}$), sand ($0.125 \leq d < 2\text{mm}$), and very fine gravel ($2 \leq d \leq 4\text{mm}$).

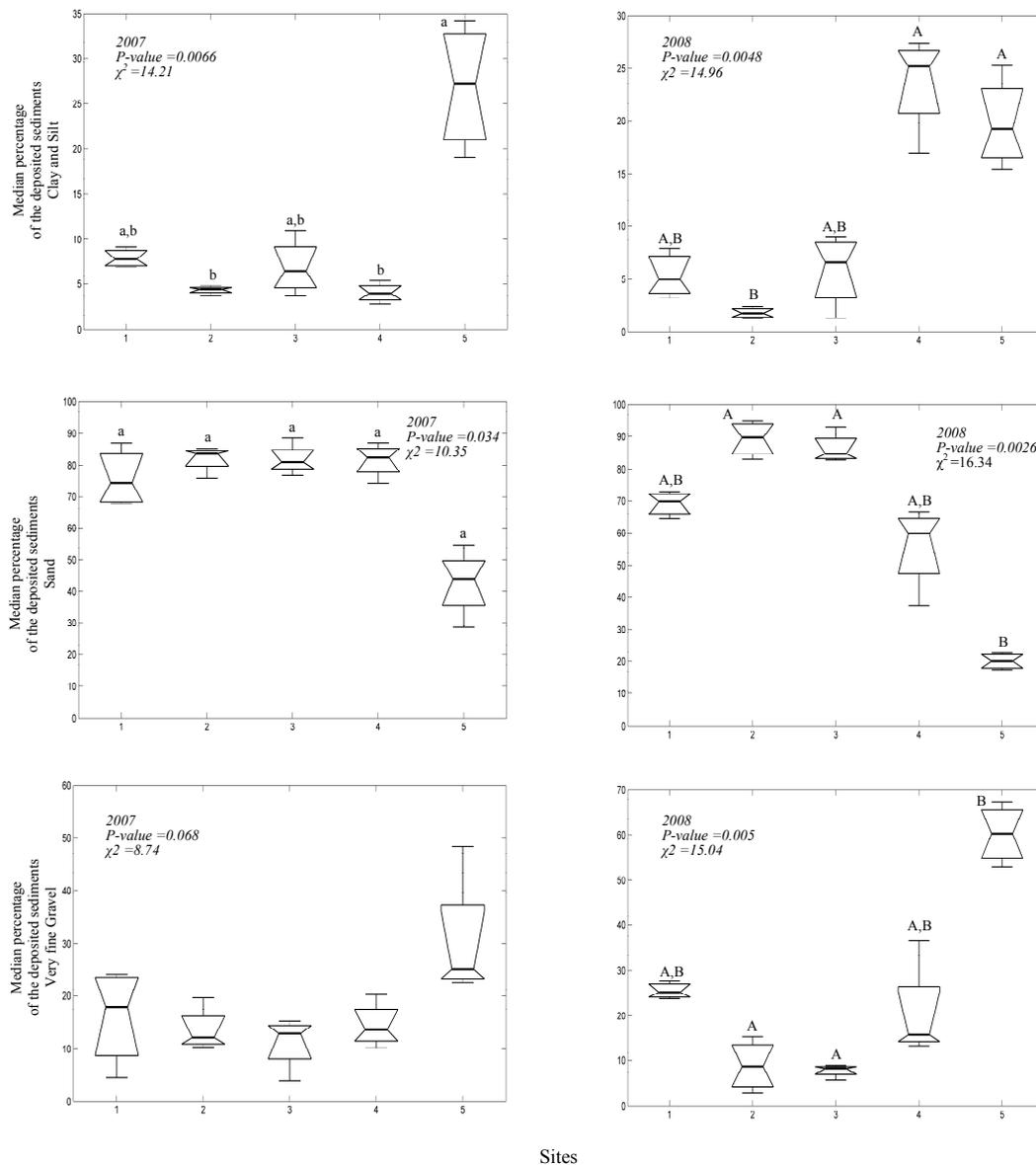


Figure 2-7 : Median percentage of the sediment deposited in the sediment traps installed at Site S1 through Site S5 in the East Branch Portage River in 2007 and 2008. The deposited sediment was classified into three grain size categories: clay and silt ($d \leq 0.0625\text{mm}$), sand ($0.125 \leq d < 2\text{mm}$), and very fine gravel ($2 \leq d \leq 4\text{mm}$). The letters (a through e for 2007) (A through E for 2008) indicate sites that have similar medians based on the Multiple Comparison test using the Pgrimess Package in R (Siegel and Castellan, 1988). Very fine gravel in 2007 has no letters as the Kruskal-Wallis test indicated no significance between sites ($p\text{-value} > 0.05$).

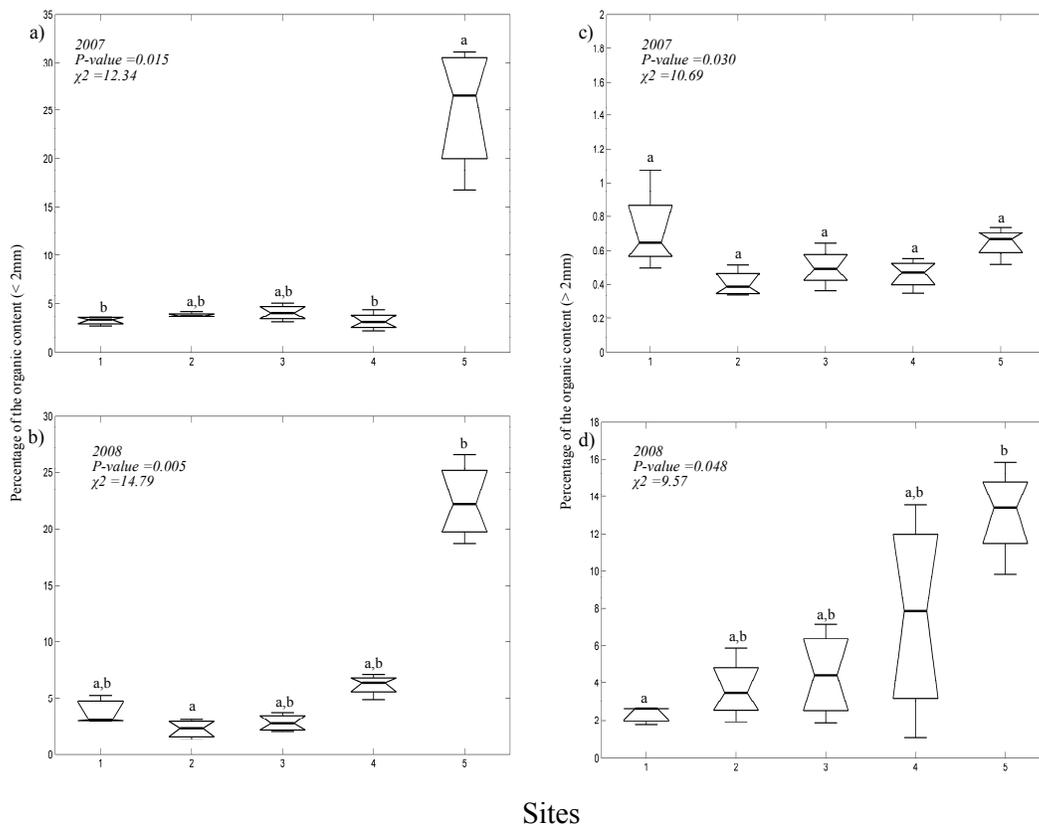


Figure 2-8 : Box plot of the median percentage of organic content for: a) sediment smaller than 2mm in size for 2007; b) sediment smaller than 2mm in size for 2008; c) sediment greater than 2mm in size for 2007; and d) sediment greater than 2mm in size for 2008 from sediment traps deployed at Sites 1 through 5. The horizontal line within each box plot represents the median. The letters (a through e) indicate sites that have similar medians based on the Multiple Comparison test using the Pgirmess Package in R (Siegel and Castellan, 1988).

Partie III

CHAPITRE 3

Efficiency of a sedimentation pond located downstream of an exploited peatland and first analysis of the effects of the inclusion of a simple hydraulic structure.

Efficiency of a sedimentation pond located downstream of an exploited peatland and first analysis of the effects of the inclusion of a simple hydraulic structure.

M.A. Es-Salhi¹, A. St-Hilaire¹, M. Clément², D. Caissie², Simon Charles Courtenay³

¹Université du Québec, Institut National de la Recherche Scientifique
Centre ETE, 490 rue de la Couronne, G1K 9A9, Québec City, Québec,
Canada

²Fisheries and Oceans Canada,
343 Avenue Université, Moncton New Brunswick E1C 9B6, Canada

³Fisheries and Oceans Canada at the Canadian Rivers Institute
Biology Department, University of New Brunswick, Fredericton,
New Brunswick, E3B 5A3, Canada

* indicates corresponding author

To be submitted to « *Environmental Monitoring and Assessment* »

2010

Abstract

Sediment laden water drained from exploited peatlands can cause stress to aquatic organisms living in the water bodies that receive it. This drainage water contains considerable quantities of suspended peat fibers, which can float downstream beyond the immediate peat production area. The existence of a sedimentation pond at the end of the drainage network is extremely important in helping to prevent these fibers from entering the natural water courses. The principal aim of this study was to investigate sedimentation pond efficiency at a peat extraction site near Rogersville, (New Brunswick, Canada). Suspended Sediment Concentration (SSC) was measured at the inflow and outflow of a sedimentation pond equipped with a floating boom, during two ice-free seasons in 2008-2009. SSC was also measured at a station located in a natural water course, approximately 1 km downstream of the sedimentation pond. Another objective of the study was to add baffles to the sedimentation pond to determine if the resulting higher residence time would improve its efficiency. The effect of pond maintenance on the levels of SSC as well as the effect of the installation of the baffles was determined using measurements of SSC and an estimation of pond efficiency as a ratio of SSC at the inflow and outflow. Finally, this study investigated the type and size of sediment deposited downstream of the pond as well as the organic content of those deposits.

This study found very weak correlation between SSC levels and precipitation and discharge in 2008 and very weak correlation between SSC and discharge in 2009. Pond efficiency was not significantly correlated to precipitation in 2008 or 2009 but it was weakly correlated to discharge in 2008. Pond maintenance was not sufficient to ensure optimal sedimentation pond efficiency and in some cases generated elevated concentrations. The New Brunswick maximum SSC guideline of 25 mg/L was exceeded more than 62% of the time in both years. A partial reason for the exceedances may have been the small volume of the sedimentation pond. Beaver activities near the station located in the water course more than likely contributed to its high SSC levels. No conclusive evidence was obtained indicating that the baffles helped to improve the efficiency of the pond. Furthermore, the sedimentation pond studied had a volume six times smaller than the New Brunswick guideline (average volume 630m³ and depth 0.5m). The smaller size of the sedimentation pond, combined with lack of maintenance of the baffles, may have contributed to the lack of pond efficiency. Sand was the prevailing sediment type deposited at four sites in both

years with the most being found at site 1, located the furthest downstream. The percentage of organic content less than 2mm was also found to be high at all sites in both years with site 1 having the smallest percentages.

3.1 Introduction

Peatlands cover 456 million hectares of land in the world (Klove, 1998a). The majority (90%) of peatlands are found in the northern hemisphere at subpolar and middle latitudes (Géocarrefour, 2004). Peatlands in Canada cover 113 million hectares. Between 914,000 and 1,216,000 tonnes of peat are extracted annually in Canada, which makes this country one of the top world producers of peat used for horticulture (Daigle et al., 2001). In the eastern Canadian province of New Brunswick (NB), peatlands cover 2% of the area (140,000 ha.), of which 4,300 ha are currently exploited (Gonzalez, 2003).

The peat production sites require intensive drainage in order to dry the peat, which can then be vacuumed. This intensive drainage of the peat production area greatly increases the flow of drainage water streaming into the natural environment.

This drainage water is responsible for sediment (particles of peat and minerals) being carried downstream of peat operation sites. To minimize the impact of this sediment load on aquatic systems, sedimentation ponds are often installed downstream of the drainage system (Daigle et al., 2001). Sedimentation ponds are used in multiple contexts such as municipal engineering, environment, and agriculture. Environmental guidelines for the Province of New Brunswick stipulate that the concentration of suspended solids (SSC) in the drainage water that reaches the natural environment must not exceed 25 mg/L (Thibault, 1998). In addition, there are certain requirements imposed by the Government of New Brunswick regarding the design of sedimentation ponds. Pond volume should be 25 m³ per hectare of peatland drained, pond depth at the outlet should be 1.5m, the length to width ratio of the pond should be between 6.5:1 and 12:1, and a floating boom should be installed at 25% of the pond's length. If this pond volume ratio is exceeded, the sedimentation pond will not be effective in retaining SSC, depending on the type of extraction activities and the frequency of cleaning (Gemtec, 1993). Another recommendation is that the sedimentation pond should be cleaned before peat accumulation reaches 50% (preferably 25%) of the total volume of sedimentation pond (Thibault, 1998; Coastal Zones Research Institute Inc., 2009).

The effectiveness of a sedimentation pond is dependent on two main factors: proper design, and regular maintenance. According to WSUD (2006), there are seven steps to be taken into consideration in the design of sedimentation ponds: design flow, desired performance, size of the pond, flow volume, structures downstream of the pond, vegetation around the pond, and desired maintenance frequency. Braskerud

(2002), in his Norwegian field study, concluded that an increase in surface area is preferred to an increase in depth to augment pond volume. Sedimentation pond efficiency can be affected by a number of factors, some of which are structural (e.g. pond dimension, presence of floating booms / baffles), some hydro meteorological (e.g. precipitation, inflow) and some operational (extraction activities, ditching, and pond maintenance).

Sedimentation rate must be considered when determining the size of the sedimentation pond. The sedimentation rate can be estimated from the hydraulic characteristics of the particles as determined in lab experiments for sediments with grain sizes 0.063mm to 1mm (Jimenez and Madsin, 2003). The sedimentation velocity of peat is much less than that of finer mineral particles. Klove (1998b), through lab experiments on peat soil using a settling column, studied peat sedimentation. He determined that the velocity of peat sedimentation depends on two parameters: the wetness and the size of the peat particle. Efficiency has a close relationship with the shape of the sedimentation pond and the hydraulic structures within the inflow and outflow of the pond, as stated in a report by Wong et al. (1999) on managing storm water.

Previous studies have evaluated whether current mitigation measures, such as following sedimentation pond construction guidelines, are enough to reduce the amount of sediment leaving the site. St-Hilaire et al. (2006) and Pavey et al. (2007) studied the variability of SSC and exceedances of the New Brunswick 25 mg/L maximum concentration guideline downstream of three peatlands in New Brunswick (NB). The NB 25 mg/L SSC guideline was exceeded for more than 54% of days sampled. This frequency of exceedance reached 70% to 84% for certain sites and certain seasons. The New Brunswick guideline was also exceeded 24% of the time at a site downstream of an undisturbed peatlands (Pavey et al., 2007). Clément et al. (2009) found SSC exceedances beyond the New Brunswick guideline 25% of the time downstream of the drainage of the first 19 of the 125 ha of a new peatland being exploited in eastern New Brunswick. At the same peatlands, Es Salhi et al. (2010) found exceedances 50% of the time at the station closest to the peat production area. Both Clément et al. (2009) and Es Salhi et al. (2010) concluded that elevated SSC were mainly related to extraction activities. Es Salhi et al. (2010) also determined that, although pond maintenance helped to reduce levels of SSC in some cases, maintenance alone was not enough to sufficiently reduce SSC levels. The study of Pavey et al. (2007) showed that current practices for the retention of suspended sediments in peatlands used for horticultural purposes are not always optimal. Some

of the factors that influence the concentrations of suspended sediment are the drained area and the relationship between the size of the sedimentation pond and the peat production area.

Pavey (2006) also studied the size and rate of deposition of sediments that settle downstream of sedimentation ponds. Larger deposits were found at sites downstream of peat production areas than undisturbed peatlands. The majority of these deposited sediments were composed of sand and fine sand. Es Salhi et al. (2010) also found that sand was the main particle type collected downstream of the peatland. Peat particles can float for nearly 1km before settling further downstream in environments of low slope and low water velocities, as evidenced by the work of Ouellette et al. (2006).

In addition to techniques to reduce SSC levels, the presence of certain structures in a pond such as diffusers or baffles may create longer flow paths and gyres, which increase the residence time of water and sediment, and consequently the sedimentation rate. Hossain et al. (2005) studied the effectiveness of a highway storm water drainage pond in Spokane, Washington (ratio of pond volume to drainage area that exceeded $100 \text{ m}^3/\text{ha}$) to remove suspended sediment. To test efficiency, lab experiments were done on model ponds. The average efficiency of the model pond was 83.9%. To increase this efficiency, Hossain et al. (2005) placed baffles at an angle of 60° , a few meters downstream of the inflow of the model pond. The presence of these baffles doubled the residence time of water in the pond which would increase the efficiency.

The general objective of this study was to quantify the efficiency of a sedimentation pond, first in its original form, and second with the addition of simple hydraulic structures that increase residence time. The hydraulic structures selected were baffles as they were inexpensive and easy to install. Specific objectives include: 1) determining if there is a statistically significant relationship between SSC and discharge and/or precipitation; 2) estimating the efficiency of a pond using time series of SSC from the inflow and the outflow of the sedimentation pond and downstream of the pond in the river system; 3) investigating the efficiency of pond maintenance to reduce SSC at the outflow of the sedimentation pond; 4) investigating the potential increase in efficiency resulting from the addition of baffles in the sedimentation pond; and 5) determining the type, size, and organic content of deposited sediments collected downstream of the peatland by using sediment traps

3.2 Methodology

3.2.1 Description of the sites and stations

The study focused on a site previously monitored by Pavey et al. (2007). Rogersville Peatland is an ombrotrophic peatland, located in the headwaters of the Barnaby River (Rogersville, New Brunswick). In 2009, the total area of the peatland was approximately 181 ha, of which 132 ha were exploited and 97 ha were drained into the sedimentation pond (Premier Horticulture, personal communication 2010) (Figure 3-1).

The sedimentation pond is located approximately 78 m downstream of the peat production area. The pond is a rectangle with a length of 170 m, a width averaging 7.6 m, and a depth of approximately 0.5 m. The average volume of the sedimentation pond in 2008 and 2009 was 630 m³. It should be noted that the pond depth was insufficient, resulting in a volume six times smaller than the New Brunswick guideline, with a ratio of 6.5 m³/ha. The sedimentation pond was also equipped with a floating boom located one quarter the length of the pond upstream of the pond outlet.

Three water quality monitoring stations were established in this study (Figure 3-1). Station C1 was located approximately 1 km downstream of the peat production area in a stream draining into the Barnaby River. Station C2 was located at the outflow and Station C3 was located at the inflow of the sedimentation pond. Monitoring of SSC was conducted during two ice-free seasons in 2008 and 2009. On October 16 and 17, 2008 (days 290 and 291), rudimentary baffles, made of a geotextile curtain supported by a heavy wire mesh and suspended to a floating boom, were installed in the sedimentation pond as shown in Figure 3-2. The baffles were installed on alternative banks in order to create an "S" shape trajectory for flowing water and were attached by cables to rebar on each side of the pond. They were also weighted at the bottom to ensure they stayed in place, were situated perpendicular to the current, and covered the entire water column in order to divert as much drainage water as possible. These baffles remained in the sedimentation pond throughout the remainder of the study period in 2009 and were never removed.

3.2.2 Field measurements

Field instrumentation methods and laboratory procedures were all described in detail by Es-Salhi et al. (2010). An Optical Back Scatterometer (OBS, D&A Instruments Ltd.) equipped with a wiper brush and a datalogger were installed at each station. The OBS measured water turbidity in mV and data were recorded hourly. A calibration curve was developed for each station to convert turbidity measurements in mV to SSC in mg/L, as described in section 2.4.

A pressure transducer (Keller model 173-L, Pressure System Inc.) was installed at C2 to measure hourly water levels. Using the data collected by the pressure transducer, a rating curve was developed. A rain gauge was also installed at C3 to collect hourly precipitation amounts. In order to compare precipitation data collected in 2008 and 2009 to historical precipitations, Environment Canada's normal Canadian climate data for New Brunswick from 1971 to 2000 was obtained from the nearest station (approximately 100 km east of the study area) (Kouchibouguac Station, ID: 8102325, 46°46.200' N, 65°0.000' W) and the 30 year averages for July through October were calculated.

In 2008, all of the equipment was installed on June 25 and 26 (days 177 and 178) and removed on November 26 (day 331). In 2009, the equipment was installed between May 5 and 6 (days 125 and 126) and removed on December 10 in 2009 (day 344).

To measure the net deposition of fine sediment, sediment traps (Sedibacs™ Bio Innove Inc.), were installed in the streambed in four sites downstream of C2 on June 26 in 2008 (day 178) and on May 14 in 2009 (day 134). The sediment traps were placed in slow flowing areas (potential deposition areas) in the channel downstream of the sedimentation pond. Four sites, each including three sediment traps were installed 19 m (Site S4), 119 m (Site S3), 214 m (Site S2) and approximately 800 m (Site S1) downstream of C2 (Figure 3-1). These sites support fish populations including white sucker (*Catostomus commersoni*), lake chub (*Couesius plumbeus*) and brook stickleback (*Culaea inconstans*) (Clément, M., unpublished data).

After the sediment traps were removed from the streambed on November 22 in 2008 (day 327) (one sediment trap at S1 could not be found) and November 23 in 2009 (day 327), the collected sediments were dried in an oven at 70°C for 24 hours. Subsequently, the sediments were sieved to determine the grain size distribution, and

then weighed to determine a percentage by weight of each grain size type. To determine the organic content of each sediment size classification, each sample of different median grain sizes was burned in an aluminum dish in a muffle oven at 500°C for three hours and then re-weighed.

3.2.3 Survey of peat volume in the sedimentation pond

Measurements of the sediment volume in the pond were taken on July 22, 2008 (day 204), August 15, 2008 (day 228), July 29, 2009 (day 210), and November 24, 2009 (day 328). The length and width of the pond were measured using a measuring tape. Using the length, the pond was divided into six transects with equal distance between them. Each transect was then divided into 5 sections based on the wetted width (width at the water level). Hence, the total depth of the pond and the depth of the accumulated peat were measured. The effective volume of the sedimentation pond was calculated using a depth value obtained by subtracting the calculated average depth of the sedimentation pond from the depth at the outlet of the sedimentation pond.

3.2.4 Calibration

As stated before, the OBS recorded turbidity measurements in mV; however, these data needed to be converted to SSC in mg/L. Therefore, calibration curves were constructed for each station to obtain an equation relating SSC to mV. To construct the calibration curve, 20 2L samples were collected at each station in 2008 and 2009 (with the exception of C2 in 2009 where, for greater SSC range, 32 2L samples were collected) *in situ* at 20 different turbidity levels. These samples were brought back to the laboratory for filtration, drying, and weighing (see Es Salhi et al., 2010 for more details).

An analysis of covariance proved that the calibration curves in 2008 and 2009 were different from each other; potentially as a result of OBS drift or differences in sediment type collected from the streambed to increase water turbidity. Therefore, the 2008 calibration curve, which yielded the most conservative (smallest SSC in mg/L for a given mV reading) was used in this study (Figure 3-3).

3.2.5 Statistical Analysis

Inter-station comparison of SSC data (for 2008: June 27 to November 25 (day 179 to 330) and for 2009: May 7 to December 9 (day 127 to 343)) and inter-site comparison of sediment trap data were tested statistically. Before the correct statistical test (parametric or non-parametric) could be chosen, normality of the data had to be checked using the Lilliefors test (5% significance level; Conover, 1980).

Based on test results, it was confirmed that both the SSC and sediment trap data were non-normal in both 2008 and 2009. Therefore the non-parametric, Kruskal-Wallis ANOVA was used. The Multiple Comparison post hoc test using the Pgirmess Package in R (Siegel and Castellan, 1988) was subsequently used to determine whether the stations (SSC) and sites (sediment trap) were significantly different from each other.

3.2.6 Sedimentation Pond Efficiency

Our analysis was based on the criterion of pond efficiency, which was calculated as follows:

$$Efficiency = \left(1 - \frac{SSC(Outflow\ of\ the\ pond)}{SSC(Inflow\ of\ the\ pond)} \right);$$

If the efficiency is positive, water leaving the pond is less turbid than water entering the pond. An efficiency of 1 is obtained if SSC at the outflow is zero. Negative efficiency implies that outflow water is more turbid than incoming water.

3.3 Results

3.3.1 Hydroclimatic conditions

The relationship between SSC and hydro meteorological variables can be examined on a wider scope than individual occurrences by comparing the two sampled years. In 2008, 393 mm of precipitation fell between July and October (Table 3-1). In 2009, 449 mm of precipitation fell during the same four month period. Therefore, total precipitation for both years was in the same order of magnitude, but 2009 was somewhat more humid with 56 mm more precipitation falling than in 2008. The 30 year average for July through October were compared to the actual precipitation data from 2008 and 2009 using Environment Canada's normal Canadian climate data for New Brunswick from 1971 to 2000. Compared to the normal precipitation averages, both years were wetter than the norm with 2008 receiving 32 mm more precipitation and 2009 receiving 88 mm more precipitation than the long term average. On a month-by-month basis, in 2008, October was wetter than the norm and July was drier. In 2009, July and October were wetter than the norm and August and September were drier (Table 3-1).

Average discharge data were also calculated for the same period of July to October for both 2008 and 2009 (Table 1). In 2009, the average discharge was higher than in 2008 for the entire time period, as a result of the greater precipitation during that same period in 2009. In 2008, the minimum average discharge was approximately 0.022 m³/s in July and September and the maximum average discharge was approximately 0.053 m³/s in August and October. In 2009, the minimum average discharge was 0.053 m³/s in September and the maximum average discharge was 0.232 m³/s in October (Table 3-1).

3.3.2 Suspended sediment concentrations

Correlation of precipitation and discharge on SSC levels and pond efficiency

Figures 3-4 and 3-5 illustrate that although some SSC peaks appear to correspond to high levels of precipitation, this pattern is not consistent. For example in 2008 (Figure 3-4e), 88 mm of precipitation fell on October 28 (day 302) and a SSC peak was recorded at each station on the same day; C1 – 381 mg/L, C2 – 182 mg/L, and C3 – 226 mg/L. Conversely, no precipitation fell on September 26 (day 270), yet a large peak was noted at C3 – 513 mg/L. There were some specific peaks noted at C3 that were related to precipitation in 2008. On November 7 (day 312), 61 mm of

precipitation fell and the SSC level at C3 reached 630 mg/L on the same day. It should be noted that high SSC levels at C1 and C2 did not always coincide. For example, on July 18 (day 200) SSC at C1 was 372 mg/L but at C2 it was 88 mg/L and on July 27 (day 209) SSC at C1 was 71 mg/L and 550 mg/L at C2. In 2009, 60 mm of precipitation fell on November 15 (day 319) (Figure 3-5e) and SSC were low at C1 (54 mg/L) but peaks were recorded at C2 – 617 mg/L, and C3 – 295 mg/L on that same day. However on July 22 (day 203), 34 mm of precipitation fell and the SSC levels were low; C1 – 56 mg/L, C2 – 74 mg/L, and C3 – 91 mg/L. Regardless of the inconsistencies, SSC was correlated to precipitation in 2008 (p-value < 0.05 with a lag of 3 to 5 days at C1, a lag of 0 days at C2, and a lag of 0 to 1 days and 6 days at C3 and at C2 in 2009 (p-value < 0.05 with a lag of 0 days). SSC was not significantly correlated to precipitation at C1 or C3 in 2009 (p-value > 0.05) (Table 3-2).

Discharge also had no consistent pattern with SSC peaks (Figures 3-4 and 3-5). Note that in 2008 discharge data were missing between October 27 and November 18 (days 301 to 323) due to equipment failure. In 2008, an example of high discharge with corresponding high SSC peaks was found on June 29 (day 181) with discharge of 0.382 m³/s and SSC levels of 143 mg/L at C1, 271 mg/L at C2 and 37 mg/L at C3. In 2009, SSC response to discharge was erratic. For example, on October 5 (day 278), discharge was 0.96 m³/s but SSC levels were low; C1 – 62 mg/L, C2 – 71 mg/L, and C3 – 157 mg/L. In 2008, SSC was correlated to discharge (p-value < 0.05) with a lag of 4 to 5 days at C1, a lag of 4 days at C2, and a lag of 6 days at C3. In 2009, SSC was correlated to discharge (p-value < 0.05) with a lag of 2 to 6 days at C1 and a lag of 4 to 6 days at C3. There was no significant correlation at C2 (Table 3-2).

Pond efficiency appeared to have weak negative correlation with precipitation and discharge. For example on October 5 in 2008 (day 279), the efficiency was calculated to be 0.92 or very efficient and there was minimal precipitation (0.3 mm) and discharge (0.059 m³/s) on that day. SSC levels at both C2 (10 mg/L) and C3 (126 mg/L) were not exceptionally high during this event. In contrast, on October 28, 2008 (day 302), 88 mm of precipitation fell (no data for discharge on day 302) and pond efficiency was calculated to be 0.19. October 2, 2008 (day 276) is another example where 20 mm of precipitation fell, discharge was 0.545m³/s and pond efficiency was 0.90. The levels of SSC at C2 and C3 were 214 mg/L and 2248 mg/L, respectively (Figure 3-4b and 3-4c). There are similar examples for 2009 (Figure 3-5). On May 27, 2009 (day 147) SSC was 22 mg/L at C2 and 620 mg/L at C3. Precipitation and discharge were also minimal at 0.5 mm and 0.055 m³/s, respectively. The pond efficiency was calculated to be 0.96. However, on July 30, 2009 (day 211)

precipitation (31 mm) and discharge (0.545 m³/s) were high and pond efficiency was also very high (0.90). SSC levels at C2 were 214 mg/L and 2,248 mg/L at C3 (Figure 3-5b and 3-5c). It was found that sometimes with heavy precipitation events, pond efficiency is negative, but no significant correlation was found (p-value > 0.05) between efficiency and precipitation in 2008 or 2009 (Table 3-3). Similarly, pond efficiency was not correlated to discharge in 2008 and 2009 (Table 3-3).

Inter site comparison

The results of the Kruskal-Wallis test indicated that SSC medians at each station were significantly different from one another in both 2008 ($\chi^2 = 19.33$; p-value < 0.001) and 2009 ($\chi^2 = 55.51$; p-value < 0.001). The results of the Multiple Comparison test indicated that the levels of SSC found at C3 were significantly different from C1 and C2 in 2008 and that the levels of SSC found at C1 were significantly different from C2 and C3 in 2009 (Figure 3-6).

Percentage of exceedance of thresholds during the entire sampling period

The percentage of days during which mean SSC exceeded various thresholds (25, 50, 100 and 500 mg/L) were calculated for the sites located downstream of the pond (C1 and C2). The NB 25 mg/L SSC guideline was exceeded at C2 70% of the time in 2008 and 76% of the time in 2009 (Table 3-4). In both years, levels exceeding 500 mg/L were recorded at both sites. In general, the percentage of exceedance increased from C1 to C2 in both years at all SSC levels but no pattern was noted between the years (see Table 3-4 for details).

Peat Accumulation in the sedimentation pond

Peat accumulation in the pond was measured twice in both 2008 and 2009. Average pond volume for the two years was calculated at 630 m³. This average was used to determine percentage accumulation for each measurement. The first measurement occurred on July 22, 2008 (day 204), 12 days after maintenance, which was performed using an excavator. At that time 455 m³ of peat, i.e. 72% total pond volume had accumulated in the pond. A second measurement was performed in 2008 on August 15 (day 228), 24 days after the first measurement and 36 days after maintenance. Peat accumulation was calculated to be 491 m³, i.e. 78% of total pond volume.

In 2009, peat accumulation was also measured on two occasions; July 29 (day 210) and November 24, day (328). The pond was maintained on June 1 (day 152), so the

measurements were taken 59 days and 177 days (118 days since first measurement) after pond maintenance, respectively. On day 210, the peat accumulation represented 596 m³, corresponding to 95% of pond volume. On day 328, peat accumulation was calculated to be 673 m³, i.e. 107% of total pond volume. During site visits it was noted that the pond was filled with peat and other sediment which created two “islands” sufficiently large to exceed pond efficient volume, which excludes the “dead zone” at depths lower than sill depths.

Because beaver activities influenced SSC at C1, the effect of pond maintenance on SSC was analyzed only at C2 (located at the outlet of the sedimentation pond). In 2008, the average SSC levels were calculated for 12 days before pond maintenance (i.e. from the start of data collections) and 20 days after pond maintenance at each station. At C2, the average SSC 12 days before pond maintenance was 72 mg/L, and 202 mg/L 20 days after pond maintenance, an increase of 130 mg/L (Figure 3-4). The NB 25 mg/L SSC guideline was exceeded 100% of the time 12 days before pond maintenance and 100% of the time 20 days after pond maintenance. Levels of SSC remained high during a period of 28 days following pond maintenance. In 2008, pond efficiency was positive 58% of the time 12 days prior to pond maintenance and 25% of the time 20 days after pond maintenance. These numbers reflect the increase in SSC levels at C2 following pond maintenance. However, between August 7 and October 15 (day 220 to 289) the pond experienced positive efficiency 74% of the time, a result of the low SSC levels at C2 during this time (Figure 3-4f).

There was a lot of precipitation throughout the study period of 2009 which appeared to influence SSC, pond efficiency after maintenance. In 2009, the average SSC levels were calculated for 20 days before and after pond maintenance (June 1 (day 152)). At C2, the average SSC 20 days before pond maintenance was 44 mg/L, and 111 mg/L for the 20 days after pond maintenance; an increase of 66 mg/L (60%) . The New Brunswick 25 mg/L SSC guideline was exceeded 60% of the time 20 days before pond maintenance and 95% of the time 20 days after pond maintenance. High levels of SSC were observed during a period of 34 days following pond maintenance. There were high peaks immediately before maintenance of 209 mg/L on May 21 (day 141), but the maximum values more than tripled after maintenance, e.g. 706 mg/L on June 2 (day 153). Pond efficiency in 2009 was positive 95% of the time 20 days prior to pond maintenance and 35% of the time 20 days after pond maintenance. From pond maintenance to the last recorded day the pond experienced positive efficiency 62% of the time. Ten days after maintenance, efficiency increased back to positive values but precipitation on June 12 (day 163) of

45 mm, plus another SSC spike at C2 and C3 caused the efficiency to become negative again. Pond efficiency became mostly negative around day 300 when sizeable amounts of precipitation and high SSC peaks occurred (Figure 3-5f). The pond was maintained very early in 2009 and as peat accumulated in the pond, high SSC values at C2 became more frequent.

Description of the SSC levels and pond efficiency before and after baffle installation

In 2008, baffles were installed in the sedimentation pond on October 16 & 17 (days 290 & 291). Average SSC levels, total precipitation, and average discharge were calculated for 39 days prior to and following baffle installation. A 39 day duration was chosen because after baffle installation, there were only 39 more days of data collected in 2008. At C2, located at the outflow of the sedimentation pond, the average SSC 39 days before installation was 33 mg/L, and 41 mg/L 39 days after.

Exceedances of the NB 25 mg/L SSC guideline at C2 were compared before and after baffle installation. The guideline was exceeded 64% before and 44% after baffle installation. However, three SSC peaks of approximately 182 mg/L were noted on Oct 28 (day 302), November 7 (day 312), and November 23 (day 328). According to visual inspection of the pond on November 5 (day 310), there was no visible peat accumulation in the pond, however, two of the three baffles were not in a good position as their cables had become untied; thereby reducing their effectiveness. These SSC peaks also correspond to periods of high precipitation.

Pond efficiency in the 39 days prior to baffle installation averaged 33 %. In the 39 days following the installation, mean efficiency was 41 %. However, heavy precipitation (229 mm) was experienced during the 39 days after baffle installation. The pond experienced positive efficiency 82% of the time 39 days before baffle installation, and 83% of the time 39 days after installation (Figure 3-4f).

3.3.3 Sediment Deposition

- Clay and Silt

In both 2008 and 2009, the median percentages of clay and silt ($d \leq 0.0625$ mm) sediments from S1 (located approximately 800 m downstream of C2) to S4 (located approximately 18.65 m downstream of C2) were small with percentages less than 11% (Figure 3-7). There were no significant inter-site differences in the percentages of deposited clay and silt sediments in 2008 ($\chi^2 = 3.86$; p-value = 0.28) and 2009 ($\chi^2 = 7.33$; p-value = 0.06) (Figure 3-8).

- *Sand*

Sand ($0.125 \leq d < 2\text{mm}$) had the highest median percentage of all the deposited sediments in both 2008 and 2009. In general, the median percentage of sand decreased from S1 to S4 in both years (Figure 3-7). Significantly different amounts of sand were detected between sites in 2008 ($\chi^2 = 9.87$; p-value = 0.02) and 2009 ($\chi^2 = 10.87$; p-value = 0.01). The inter-site comparison using the Multiple Comparison test indicated that S1 and S4 were significantly different from each other in 2008. In 2009, S1 and S3 were significantly different from each other (Figure 3-8).

- *Very fine gravel*

Very fine gravel ($2 \leq d \leq 4\text{mm}$) comprised a fairly small median percentage of the fine sediments collected. In general, the median percentages of very fine gravel decreased from S1 to S4 in both years (Figure 3-7). Significantly different amounts of very fine gravel were detected between sites in 2008 ($\chi^2 = 10.48$; p-value = 0.02) and 2009 ($\chi^2 = 11.32$; p-value = 0.01). The inter-site comparison indicated that S1 and S4 were significantly different. In 2009, S1 and S3 were significantly different from each other: S1 and S3 (Figure 3-8).

- *Organic content*

In 2008, the median percentage of organic content for sediment less than 2 mm in size increased from S1 (2%) to S4 (4%)(Figure 3-9a). The Kruskal-Wallis test indicated that no significant inter-site differences ($\chi^2 = 4.92$; p-value = 0.12) existed.

For organic content greater than 2 mm in size in 2008, the median percentages were all less than 1% and ranged from a low of 0.5% at S2 to a high of 0.6% at S3 (Figure 3-9c). The Kruskal-Wallis test indicated that no significant inter-site differences ($\chi^2 = 3.82$; p-value = 0.28) existed. Sites S1 and S3 showed much more variability in organic content than S2 and S4.

In 2009, the median percentage of organic content for sediment less than 2 mm in size ranged from a low of 2% at S1 to a high of 5% at S2. Contrary to what was observed in 2008, the median percentages decreased slightly from S2 to S4. The Kruskal-Wallis test indicated significant inter-site differences ($\chi^2 = 10.37$; p-value = 0.02), mostly attributable to S2, which was significantly different from S1 (Figure 3-9b).

The median percentage organic content for sediment greater than 2mm in size in 2009 was similar to 2008 in that the median percentages never exceeded 1%. The Kruskal-Wallis test indicated no significant inter-site differences ($\chi^2 = 0.19$; p-value = 0.98) existed (Figure 3-9d).

3.4 Discussion and conclusion

Our initial objective was to follow SSC from the inflow of the sedimentation pond to the outflow of the pond and into the river system in order to quantify the efficiency of the sedimentation pond. Considerable variation in SSC levels was noted from year to year with 2009 having many more high SSC peaks than 2008 and each station having different SSC levels. The NB 25 mg/L SSC guideline was exceeded more than 62% of the time at C1 and C2 in both years. Even a relatively high SSC value of 500 mg/L was exceeded at all stations in both years.

The efficiency of the sedimentation pond was found to be variable. Precipitation, including intensity, duration and frequency of precipitation events, plays an important role in the variability of efficiency. Visual inspection of concomitant time series of precipitation and SSC show that some precipitation events trigger high SSC peaks, but not all. Our results are similar to those of Hossain et al. (2005) monitored SSC at the inflow and outflow of a pond (volume 1,857 m³, depth 0.9 m) that collected storm water in Spokane, Washington and monitored precipitation with a rain gauge. They also found that sometimes SSC peaks occurred during storms, however not systematically. Holden and Burt (2002) also had similar findings with respect to precipitation. They conducted an experiment in peat moorlands in the North Pennines in the UK on plots of bare peat vegetation with a rainfall simulator. During their experiments, SSC exceeded 3000 mg/L when the intensity of the precipitation was 12 mm/hr on some plots, but the SSC levels were variable (Holden and Burt, 2002). In the present study, very weak correlation was found between precipitation and SSC in 2008 at all three stations and at C2 in 2009. Weak correlations were also found between discharge and SSC in 2008 and 2009 at all sites.

Efficiency seemed to decline during heavy precipitation events but no significant correlation was found between pond efficiency and precipitation in 2008 or 2009. Very weak correlation was found in 2008 between efficiency and discharge. Efficiency of the pond was generally more positive than negative with an average positive efficiency of 66% in both years.

Previous studies on SSC levels downstream of peat production areas indicated that site operations can significantly affect sediment loads (e.g. Clément et al., 2009). Therefore field operations such as peat extracting, ditching and pond maintenance are likely more important factors than many hydrological events in determining SSC levels.

Pond maintenance did not appear to reduce levels of SSC; in fact SSC levels were elevated during the 20 day period after pond maintenance in 2008 and 2009. SSC levels did decrease slightly in 2009 but did not fall below the NB 25 mg/L SSC guideline. However, there were many confounding factors such as: heavy precipitation, ditching and extraction activities. As well, in 2009, a culvert blockage took six days to clear; four days before and two days after pond maintenance. Before the blockage was cleared, it was noted that upstream of the pond all the drainage ditches had high water levels and no water was flowing into the sedimentation pond. Clearing the blockage resulted in restored flow into the pond, thus increasing SSC levels immediately after maintenance. To add to the already increased SSC from maintenance, the first week after pond maintenance, extraction activities and ditching operations continued as well as a period of high wind and precipitation. These activities, combined with peat disturbance and unarmored beds, most likely resulted in the increased SSC levels noted 20 days after maintenance.

To help mitigate the increase in SSC that pond maintenance can create, it is suggested that the outlet of the sedimentation pond be blocked during the maintenance process and then the blockage be opened only if required (e.g. because of very high water levels) for the 20 days after maintenance.

Peat accumulation in the sedimentation pond was found to play a large role in SSC levels. When peat accumulation from July 22, 2008 was compared to accumulation on July 29, 2009, the difference in accumulation was 29%. This was not surprising considering that the measurement was taken 47 more days after pond maintenance in 2009 than in 2008 and percentage accumulation was 95%. This leads to the hypothesis that the pond was full many days before the first measurement was taken in 2009, and thus the pond had lost its ability to retain sediment, had stopped functioning as a sedimentation pond, and was behaving more like a drainage canal. Visual inspection of the sedimentation pond noted that the first two thirds of the pond were filled with sediment to the point that there were mounds of sediment and very little water. The water could not move freely. The sedimentation pond was also longer than the New Brunswick guideline but depth was insufficient. Es Salhi et al. (2010) found peat volume in a sedimentation pond (volume: 700 m³, length shorter than in current study) at another exploited peatland in New Brunswick had increased to 40% of basin capacity 64 days after maintenance; which indicated the requirement of more frequent pond maintenance. To maximize sedimentation pond efficiency, Gemtec (1993) recommended that accumulated sediment must not exceed 25% to

50% of the pond's volume. In this study, all four peat accumulation measurements exceeded 70% with one reaching 107%.

Depending on extraction activities, peat can accumulate quickly in the sedimentation pond. Therefore, to preserve pond efficiency, the sedimentation pond and the structures within must be maintained regularly. Weekly visual inspection of the sedimentation ponds to estimate peat accumulation and subsequent maintenance of the ponds (if required) would help to reach optimum efficiency of these ponds. The maintenance should be scheduled around extraction activities (particularly ditching) as these activities create higher levels of SSC flowing into the pond. As well, during the course of the study, it was noted that the inflow and outflow structures of the sedimentation pond were not designed optimally to manage flows, thus resulting in erosion at both of these structures. The floating booms were also not properly positioned in the pond nor adequately maintained. Therefore to help improve the efficiency of the pond, these inflow and outflow structures should be repaired, solidified and then regularly maintained as well as the floating booms during normal pond maintenance.

Both 2008 and 2009 received a lot of precipitation, which increases discharge, which can increase erosion. Ditch bank erosion, as well as erosion within the pond, may have played a role in the high levels of peat accumulation; thus re-enforcing the need for more frequent maintenance of the sedimentation pond. A study by Marttila and Klove (2008), with matching results for experiments done in a laboratory flume and at four Finnish peat extraction sedimentation ponds, found that most SSC comes from the erosion of deposited sediment in the ditches during periods of high flows. Therefore, it is very important that measures be taken to prevent erosion so as to keep the SSC levels low.

Baffles were installed mid-October 2008 to trap peat sediment and remained in place throughout 2009 to observe longer term effects. In 2008, exceedance of the New Brunswick 25 mg/L threshold decreased by 23% at C2 after baffle installation and pond efficiency stayed positive most of the time. However, after baffle installation 3 large peaks of SSC were noted at C2 and pond efficiency was slightly lower in 2009 than 2008; both issues most likely a result of increased precipitation and discharge during the 39 days after the baffles were installed and in 2009 overall. The SSC levels in 2009, with the baffles installed, were higher than 2008 at C2. Also, the percentage of time that the 25 mg/L threshold was exceeded was similar in 2009 (76%) compared to 2008 (70%) both before and after pond maintenance. Small pond

volume and the fact that the sedimentation pond did not conform to the New Brunswick guidelines were also likely a factor in poor baffle performance. Nonetheless, evidence that the added structures were effective in preventing the occurrence of high SSC peaks is inconclusive.

Nonetheless, the baffles were not maintained properly. Visual inspection of the baffles during field visits was sufficient to conclude that they rapidly filled with peat to the extent that the baffles had been displaced, pushing them below the surface and changing the angle of the baffles; thus decreasing their efficiency. As well, two of the baffles had become detached from the cables holding them in place. Hence, had there been better maintenance, more positive results may have been recorded in determining baffle effectiveness.

Other studies have shown that adding structures to the sedimentation pond can help to improve effectiveness. Klove (1997b) compared three types of sedimentation ponds in laboratory conditions: a rectangular pond, a pond with circular baffles, and a pond with rectangular baffles. He found that the pond with the circular baffles was most efficient due to vortex-settling. The effectiveness of sedimentation was also found to decrease with increasing pond depth, because turbulence decreased (Klove, 1997b). Marttila and Klove (2009) found that adding a structure called a “peak run off control”, a set of control dams that regulate discharge, helped decrease the SSC levels flowing out of the pond by 61% to 94%. The field work was done on the Luisansuo peatland in Finland, a peatland which was heavily exploited and had a lot of erosion. These dams worked best during periods of heavy precipitation to reduce velocities so sediment had more time to settle, and less stream bed erosion occurred.

As well, Li et al. (2009) studied the effectiveness of a device called a submerged suspended flexible curtain (SFC) to trap SSC in the sedimentation pond. The curtain was made of foamed polystyrene so it could float yet be durable. It was perforated to ensure that flow could go through. The study (done in a flume in a laboratory) found that, because of its design, the SFC could catch considerable amounts of sediment without increasing erosion or blocking discharge through the sedimentation pond.

Site C1, for which SSC levels did not coincide with those of C2, was likely affected by nearby beaver activities. Beaver dams upstream of the station resulted in C1 receiving the drainage water from varying directions and in fluctuating water levels. There was a potential for the beaver dams to create a beneficial, natural buffer zone between C1 and C2 to provide flood relief and to improve filtration; however, so much

water flowed through C1, any possible positive impact of the buffer zone was eliminated as the sediment had no chance to settle.

Sand was predominantly settling at all sites in both 2008 and 2009. Generally the percentage of sand increased from upstream to downstream in 2008 and 2009. This is in agreement with previous studies of Es Salhi et al. (2010) and Pavey (2006). Conversely very fine gravel settled closest to the sedimentation pond as the particles are heavier and settle quickly. As a rule, sand needs more time to settle than coarser substrate and floats the furthest downstream. Williams et al. (2008) mentioned that the settling potential of sediment is influenced by: particle shape, size, density and porosity. In particular, for fine sediment (sand), particle size is the most important influence on how quickly SSC settles. The highest levels of clay and silt were found at S2 (the site farthest downstream of the sedimentation pond) in both years. It was located in a low gradient wetland area in the channel with low discharge so sediment settled before floating any farther downstream. Some inconsistencies in the sedimentation patterns of all deposited sediments were found; however settling time depends on many variables that were not monitored in this study, including general and local hydraulic conditions. As well, some sediment traps were placed in a low gradient wetland area downstream of the sedimentation pond. This area became cluttered with branches and other debris from beaver activities, which may have affected the amounts and types of deposited sediment.

Organic content was a small fraction of total deposited sediments. This is probably an indication that peat particles do not settle quickly, but float far downstream until reaching areas of low discharge where they can then settle.

Overall, it was found that pond maintenance and baffles were not effective in meeting provincial regulations. However, the impact of these mitigating measures may have been lessened due to the small volume obtained for the settling pond; a volume which did not conform to the New Brunswick guidelines. After pond maintenance in both years, SSC levels did not drop below the 25 mg/L threshold. In this study, the pond was only maintained once per year and was shown to fill relatively quickly. As well, the baffles were never maintained. Therefore, maintenance should be done more frequently, especially in wet years, and the bed of the sedimentation pond should be maintained from inlet to outlet in order for it to achieve an effective depth.

The sedimentation pond at Rogersville was much longer than required by the New Brunswick guidelines but the depth was not effective (less than 0.5 m). It was hypothesized that the extra length may help in giving the SSC more time to settle but

our study could not conclude on an increase in efficiency, as efficiency was not measured in the previous study by Pavey et al. (2006).

Further study on pond efficiency, during which the sedimentation pond, the inflow area, the outflow area, and any structures within the pond (e.g. floating booms and baffles) are adequately maintained and in co-ordination with extraction activities would be useful in better determining how important maintenance and proper structural design are in improving and maintaining pond efficiency. Alternative pond designs, including parallel basins, circular designs, etc. should also be investigated in the context of North American operations.

A future project may consider controlling the inlet and outlet of a sedimentation pond using outlet protection devices to improve the hydraulic efficiency of the sedimentation pond and slow the process of erosion. It would also be interesting to determine if a series of sedimentation ponds would be more effective in containing SSC than just one.

As well, since it has been hypothesized that organic content < 2mm (peat fibres) can float far downstream, another study placing sediment traps much farther downstream than has been done in the past would be helpful in learning the true impact of SSC from peat extraction on the aquatic habitat. Placing the sediment traps in areas not affected by beaver activities would be preferential to ensure data are not comprised by dams and debris created by the beaver.

Acknowledgements

This work was financed in part by Fisheries and Oceans Canada, the New Brunswick and Québec Peat Producers Associations, the New Brunswick Department of Natural Resources, the Quebec Department of Industry (peat development program) and the New Brunswick Wildlife trust fund. The in kind contribution of Premier Horticulture is also acknowledged. Peter Hardie and Sylvie Robichaud are thanked for their assistance in the field.

3.5 References

Braskerud BC. 2002. Design considerations for increased sedimentation in small wetlands treating agricultural runoff. *Water Science and Technology* 2002; 45: 77-85.

Castro J, Reckendorf F. Effects of sediment on the aquatic environment: potential NRCS actions to improve aquatic habitat. Natural Resources Conservation Service. Oregon State University, Department of Geosciences. RCA III. Working Paper No. 6. August, 1995. <http://www.nrcs.usda.gov/technical/rca/wp06text.html>, retrieved on June 6th in 2010.

Clément M, St-Hilaire A, Caissie D, Chiasson A, Courtenay S, Hardie P. 2009. An evaluation of mitigation measures to reduce impacts of peat harvesting on the aquatic habitat of the East Branch Portage River, New-Brunswick. *Canadian Water Resources Journal* 2009; Vol. 34(4):1-12.

Coastal Zones Research Institute Inc. Peat and Peatlands. 2009. Design and Monitoring of settling ponds: http://www.irzc.umcs.ca/flash_content/anglais/tt_services5.html, retrieved on November 3rd in 2009.

Conover W J. *Practical Nonparametric Statistics*. Wiley; 1980.

Daigle JY, Gautreau-Daigle H, and Keys D. 2001. Canadian peat harvesting and the environment. *Sustaining Wetlands Issues Paper*. No. 2001-1. North American Wetlands Conservation Council, Ottawa, ON 2001.

Es-Salhi MA, St-Hilaire A, Clément M, Courtenay SC, Caissie D. 2010. Analysis of the effects of hydro meteorological conditions and peatland harvesting operations on suspended sediment concentration and deposition. Case study of the East Branch Portage River drainage basin in New Brunswick (Canada) 2010.

GEMTEC Limited. 1993. Design, installation and monitoring of siltation ponds, Peat Bog 567, Lamèque Island, New Brunswick. New Brunswick Department of Natural Resources and Energy, Open File, 93-4. 1993. p. 87.

Gonzalez M. 2003. Alternatives de réclamation dans les tourbières post-récolte. *Alerte Technologique*, Institut de Recherches sur les zones côtières, Aquaculture Pêche et produits marins Tourbières Shippagan NB, Canada 2003;1(N1).

Géocarrefour. *La Conservation des Tourbières* 2004;79(4).

Hossain MA, Alam M, Yonge DR, Dutta P. 2005. Efficiency and flow regime of a highway stormwater detention pond in Washington, USA. *Water, Air, and Soil Pollution* 2005; 164: 79–89.

Holden J, Burt TP. 2002. Infiltration, runoff, and sediment, production in blanket peat catchments: implication of field rainfall simulation experiments. *Hydrological Processes* 2002; 16:2537-57.

Ihme R, Heikkinen K, Lakso, E. 1991. Peat filtration, field ditches and sedimentation basins for the population of runoff water from peat mining areas. *Publications of the water and Environment Research Institute. National Board of Waters and Environment, Finland* 1991; 9.

Jiménez JA, Madsen OS. 2003. A simple formula to estimate settling velocity of natural sediments. *Journal of Waterway, Port, Coastal and Ocean Engineering* 2003;129(2):70-8.

Klove B. 1997a. Comparison and development of ditch structures (bed pipe barriers) in reducing suspended solids concentration in waters flowing from peat mining sites. *Boreal Environment Research* 1997;2:275-86.

Klove B. 1997b. Settling of peat in sedimentation ponds. *J. Environ. Sci. Health* 1997;A32(5): 1507-23.

Klove B. 1998a. Erosion and sediment delivery from peat mines. *Soil and Tillage Research* 1998; 45:199-216.

Klove B. 1998b. Erosion transport and control of peat sediments from peat mines. Department of water resources engineering, Lund University, Box 118, S-22 100 Lund, Sweden 1998.

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

Koskiaho J. 2003. Flow velocity retardation and sediment retention in two constructed wetland-ponds. *Ecological Engineering* 2003;19:325-337.

Li Y, Yu G, Hong G. 2009. Flow Characteristics of the Suspended Flexible Curtain for Sediment Harvest. *International Society of Offshore and Polar Engineering Conference. Osaka, Japan, June 21-26, 2009*;3:1288-92.

Marttila H, Klove B. Erosion and delivery of deposited peat sediment. *Water Resources Research* 2008; 44(W06406). doi: 10.1029/2007WR006486.

Marttila H, Klove, B. Retention of sediment and nutrient loads with peak runoff control. *Journal of Irrigation and drainage Engineering* 2009;135(2): 210-16.

Nieminen M, Ahti E, Nousiainen H, Joensuu S, Vuollekoski, M. Capacity of riparian buffer zones to reduce sediment concentrations in discharge from peatlands drained for forestry. *Silva Fennica* 2005;39(3):331-339.

Ouellette C, Courtenay SC, St-Hilaire A, Boghen AD. Impact of peat moss released by a commercial harvesting operation into an estuarine environment on sand shrimp *Crangon septemspinosa*. *Journal. Applied Ichthyology* 2006;22(1):15-24.

Pavey B. Analyse comparative des concentrations de solides en suspension et de la sédimentation en aval des tourbières exploités (Nouveau-Brunswick), Mémoire de maîtrise. INRS-Eau, Terre et Environnement 2006.

Pavey B, St-Hilaire A, Courtenay SC, Ouarda TBMJ, Bobée B. Comparative study of suspended sediment concentrations downstream of harvested peat bogs. *Environmental Monitoring and Assessment* 2007;135:369-82.

Ronkanen AK, Klove B. Hydraulics and flow modelling of water treatment wetlands constructed on peatlands in Northern Finland. *Water Research* 2008;42:3826-36. doi:10.1016/j.watres.2008.05.008

St-Hilaire A, Courtenay SC, Diaz-Delgado C, Boghen A, Ouarda TBMJ, Bobée B. Suspended sediment concentrations downstream of a harvested peat bog: analysis and preliminary modelling of exceedances. *Canadian Water Resources Journal* 2006;31(3):139-156.

Siegel, Castellan. *Non parametric statistics for the behavioural sciences*. New York: MacGraw Hill Int.; 1988. p. 213-14.

Thibault J. *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 1998.

Verstraeten G, Poesen J, Gillijns K, Govers G. The use of riparian vegetated filter strips to reduce river sediment loads: an overestimated control measure? *Hydrological Processes* 2006; 20:4259-67.

Williams ND, Walling DE, Leeks GJL. An analysis of the factors contributing to the settling potential of fine fluvial sediment. *Hydrol. Process* 2008;22:4153–62.

Wong TH, Breen PF, Somes NLG, Lloyd S. *Managing urban stormwater using constructed wetlands*. Industry Report, Report 98/7. Second Edition 1999; 8-15. p. 50.

WSUD. *Healthy waterways. Technical Design Guidelines for South East Queensland, Version 1* 2006; Chapter 4: Sediments Basins. p. 49.

Zhu YM, Lu XX, Zhou Y. Suspended sediment flux modeling with artificial neural network: An example of the Longchuanjiang River in the Upper Yangtze Catchment, China. *ScienceDirect* 2006; *Geomorphology* 84 (2007):111–25.

Table 3-1: Total monthly precipitation, July to October in 2008 and 2009, average total monthly precipitation (1971 to 2000) for July to October, and average discharge during July to October in 2008 and 2009.

Months	Precipitation		Average precipitation 1971 to 2000	Average discharge and standard deviation (m ³ /s)					
	2008	2009		2008			2009		
				Q	SD	n	Q	SD	n
July	53.1	152.1	84.7	0.025	0.031	31	0.181	0.168	31
August	117.9	47.7	110.8	0.052	0.064	29	0.068	0.034	31
September	75.9	65.0	81.3	0.022	0.020	30	0.053	0.028	30
October	146.1	183.7	84.2	0.053	0.082	28	0.232	0.205	28
Total	393.0	448.5	361.0						

Q: discharge

n: sample size

SD: Standard deviation

*Kouchibouguac, New Brunswick (station ID: 8102325, 46° 46.200' N, 65° 0.000' W)

Table 3-2: Pearson correlation coefficients (r) and significance levels (p) between SSC and precipitation and SSC and discharge for 2008 and 2009. Significant correlations ($p < 0.05$) are shaded.

Lags: days before	2008												2009											
	C1				C2				C3				C1				C2				C3			
	Precipitation		Discharge		Precipitation		Discharge		Precipitation		Discharge		Precipitation		Discharge		Precipitation		Discharge		Precipitation		Discharge	
	r	p-value	r	p-value	r	p-value	r	p-value	r	p-value	r	p-value	r	p-value	r	p-value	r	p-value	r	p-value	r	p-value	r	p-value
0	0.1344	0.0988	-0.093	0.2743	0.2600	0.0012	-0.0788	0.355	0.4480	0.0000	-0.0665	0.4416	0.0009	0.9895	-0.1072	0.1242	0.1841	0.0065	-0.0240	0.7297	0.1238	0.0687	-0.1174	0.0897
1	0.0834	0.3084	-0.0226	0.7914	0.0083	0.9190	-0.0479	0.5754	0.2090	0.0111	0.0642	0.4595	-0.0793	0.2494	-0.1289	0.0647	-0.0259	0.7052	-0.0487	0.4840	0.0853	0.2119	-0.0702	0.3125
2	0.0462	0.5747	-0.0244	0.7764	0.0440	0.5930	-0.1099	0.1994	0.1334	0.1085	0.0807	0.3539	-0.0836	0.2253	-0.1544	0.0271	-0.0234	0.7331	-0.0935	0.1792	0.0565	0.4098	-0.0498	0.4747
3	0.2078	0.0110	0.0569	0.509	0.0515	0.5329	-0.1511	0.0779	0.0361	0.6667	0.0056	0.949	-0.0904	0.1911	-0.1586	0.0235	-0.0847	0.2169	-0.1242	0.0746	-0.0931	0.1746	-0.1237	0.0757
4	0.2798	0.0006	0.1881	0.0283	0.0555	0.5032	-0.1703	0.0475	0.0117	0.8896	-0.0055	0.95	-0.0695	0.3161	-0.1569	0.0254	-0.0049	0.9438	-0.1105	0.1137	-0.0658	0.3395	-0.1567	0.0245
5	0.2683	0.0010	0.2378	0.0055	0.0321	0.6995	-0.1607	0.0626	0.0208	0.8053	0.1456	0.0971	-0.0776	0.2638	-0.1505	0.0325	0.0604	0.3814	-0.0795	0.2573	-0.0463	0.5028	-0.1558	0.0257
6	0.0233	0.7804	0.161	0.0632	0.0370	0.6574	-0.1353	0.119	0.1986	0.0178	0.329	0.0001	-0.0674	0.3332	-0.1432	0.0426	0.0775	0.2626	-0.0319	0.6507	-0.0315	0.6496	-0.1379	0.0492

Table 3-3: Pearson correlation coefficients (r) and significance levels (p) between Efficiency and precipitation and Efficiency and discharge for 2008 and 2009. Significant correlations ($p < 0.05$) are shaded.

Lags: days before	2008				2009			
	Precipitation		Discharge		Precipitation		Discharge	
	r	p-value	r	p-value	r	p-value	r	p-value
0	-0.0171	0.8433	-0.0452	0.5856	-0.0104	0.8813	0.1302	0.0555
1	-0.0300	0.7299	0.0683	0.4112	0.0295	0.6713	0.0457	0.5042
2	0.0969	0.2655	0.1060	0.2030	0.0405	0.5616	0.0448	0.5137
3	0.1438	0.0987	0.0486	0.5612	0.0516	0.4603	0.0455	0.5081
4	0.1686	0.0533	0.0738	0.3791	0.0325	0.6432	-0.0346	0.6154
5	0.1760	0.0443	0.0112	0.8941	0.0254	0.7179	-0.0149	0.8293
6	0.1755	0.0458	-0.0261	0.7578	-0.0021	0.9758	-0.0925	0.1808

Table 3-4 : Exceedance of various SSC thresholds at stations C1 and C2 in 2008 and 2009 during the monitored days.

SSC (mg/L)	2008			2009		
	C1	C2	C3	C1	C2	C3
25	63.8	69.7	85.8	62.2	76.0	76.5
50	44.1	36.2	56.8	25.7	48.4	48.4
100	20.4	17.8	30.4	9.4	26.7	35.9
500	3.3	0.7	1.4	2.3	1.4	18.0



Figure 3-1: Study area with station and site locations in the Rogersville Peatland in New Brunswick. The areas encompassed by the thick black lines indicate the harvested areas from which the drainage water flows into the sedimentation pond. (Premier Horticulture modified, 2010).

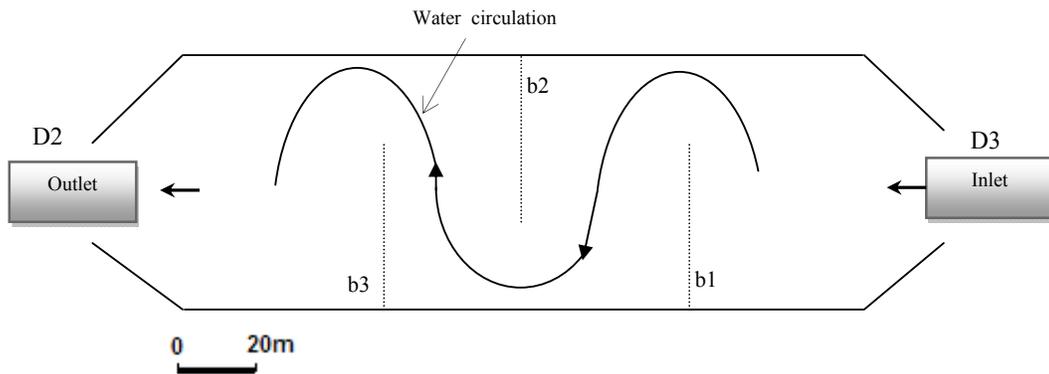


Figure 3-2: Sedimentation pond after baffle installation in the Rogersville Peatland in New Brunswick with b1, b2 and b3 indicating the baffles installed in the sedimentation pond on October 16 and 17, 2008 (days 290 and 291).

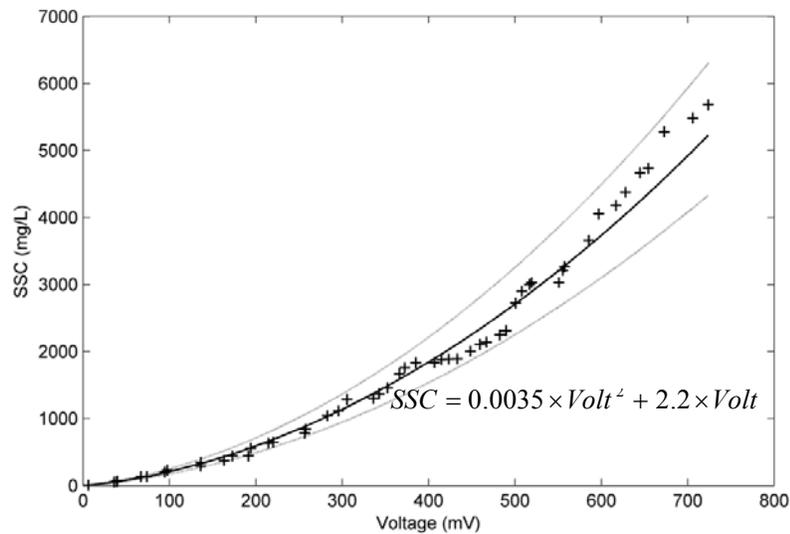


Figure 3-3: Example of calibration curve of the Optical Back Scatterometer at C2 in the Rogersville, 2009. Solid black line shows the calibration curve and dotted lines show the 95% confidence interval.

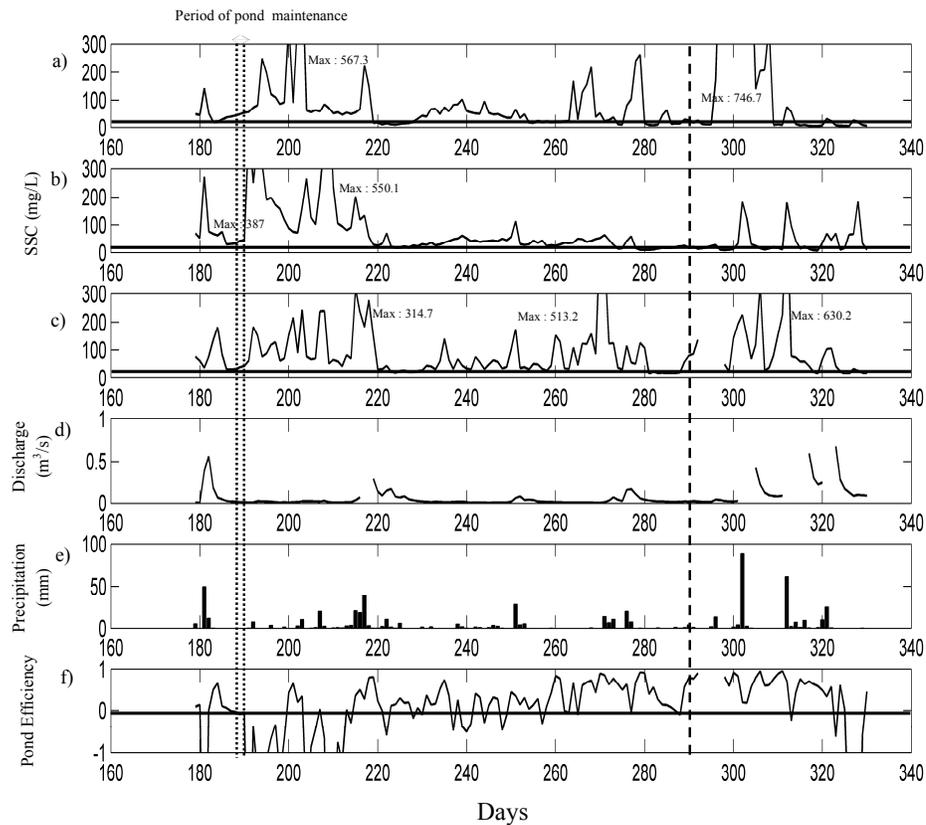


Figure 3-4 : Time Series of Suspended Sediment in 2008 from days of the year 149 to day 275: a) Station C1, b) Station C2, c) Station C3, d), Discharge, e) Daily Precipitation, and f) Pond Efficiency. The horizontal, dark line on the SSC plots represents the NB 25mg/L SSC guideline. The light, vertical, dotted line represents the days of pond maintenance from day 191 and 192. The dark, vertical, dotted line represents the days of baffle installation from day 290 to 291.

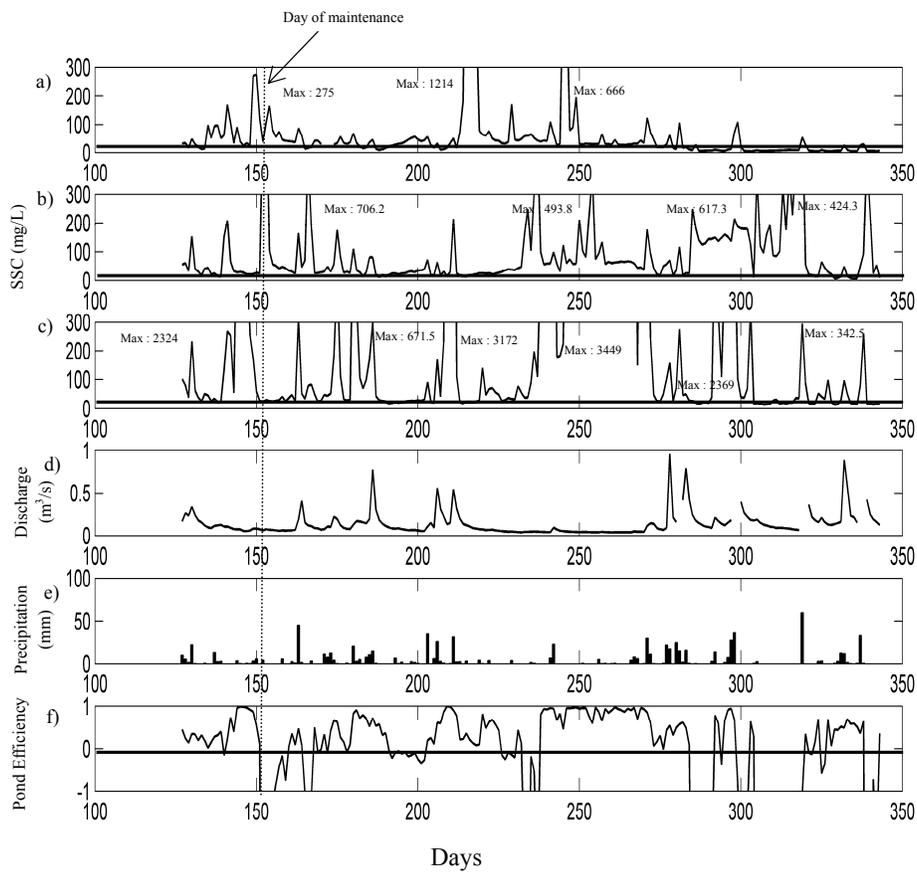


Figure 3-5: Time Series of Suspended Sediment in 2009 from days of the year 149 to day 275: a) Station C1, b) Station C2, c) Station C3, d) Discharge, e) Daily Precipitation, and f) Pond Efficiency. The horizontal, dark line on the SSC plots represents the NB 25mg/L SSC guideline. The vertical, dotted line represents the day of pond maintenance on day 152.

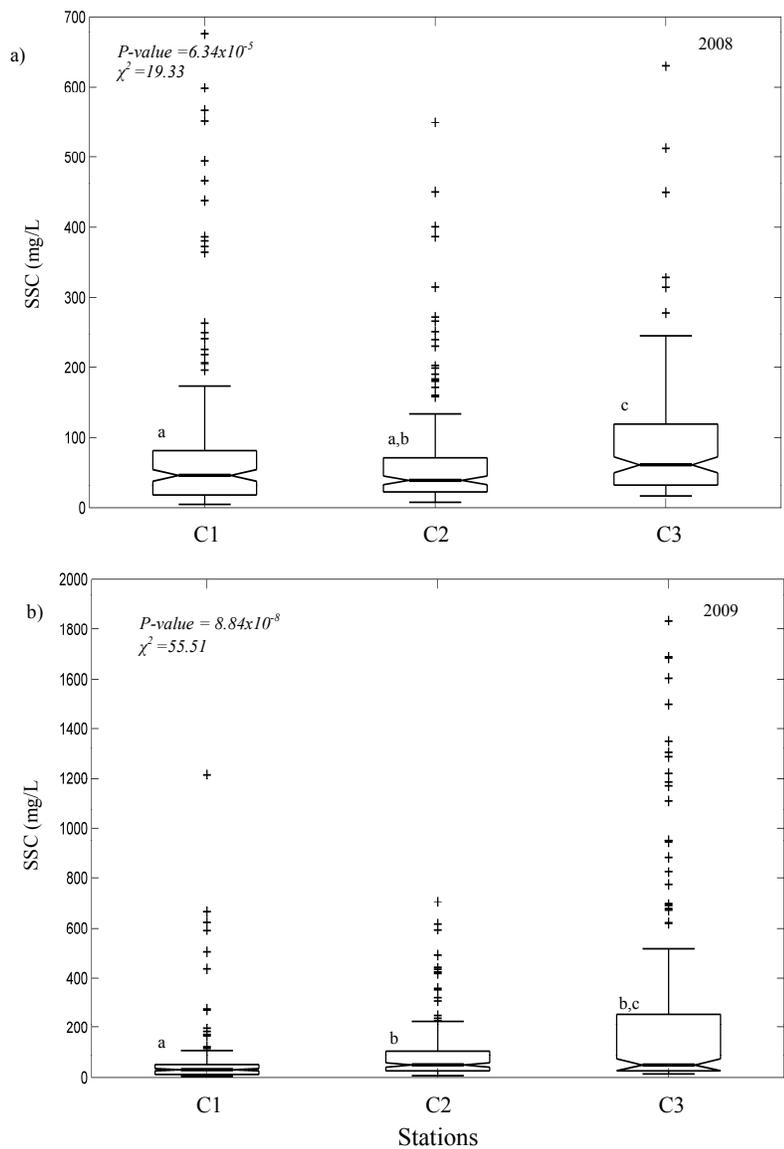


Figure 3-6: Box plot of the SSC at Stations C1, C2 and C3 in 2008 (a) and 2009 (b). The black horizontal line within each box plot represents the median. The letters a through c indicate stations that have similar medians based on the Multiple Comparison test using the Pgirmess Package in R (Siegel and Castellan, 1988).

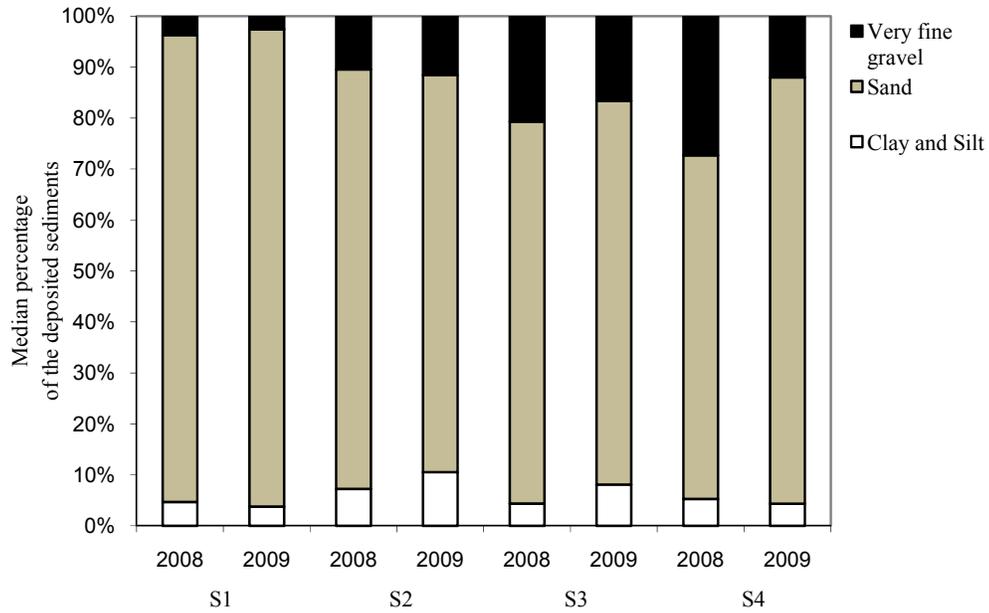


Figure 3-7: Median percentage of the sediment deposited in the Sedibacs installed at Site 1 through Site 4 in a stream downstream of Rogersville peatland in 2008 and 2009. The deposited sediment was classified into three grain size categories: clay and silt ($d \leq 0.0625\text{mm}$), sand ($0.125 \leq d < 2\text{mm}$), and very fine gravel ($2 \leq d \leq 4\text{mm}$).

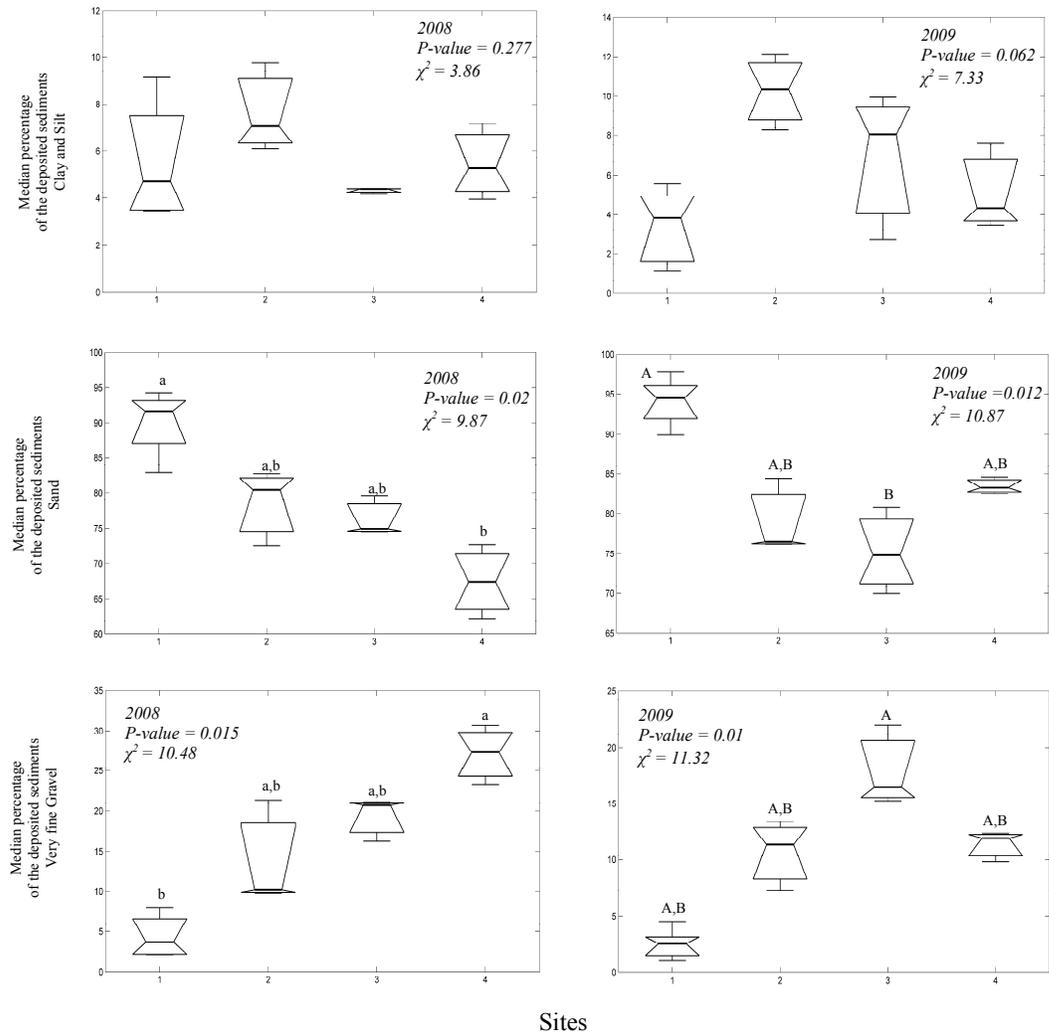


Figure 3-8: Median percentage of the sediment deposited in the Sedibacs installed at Site 1 through Site 4 in the Rogersville River in 2008 and 2009. The deposited sediment was classified into three grain size categories: clay and silt ($d \leq 0.0625\text{mm}$), sand ($0.125 \leq d < 2\text{mm}$), and very fine gravel ($2 \leq d \leq 4\text{mm}$). The letters (a through d for 2008) (A through D for 2009) indicate sites that have similar medians based on the Multiple Comparison test using the Pgrmess Package in R (Siegel and Castellan, 1988). If no letters are noted, the Kruskal-Wallis test indicated that no sites are significantly different from each other.

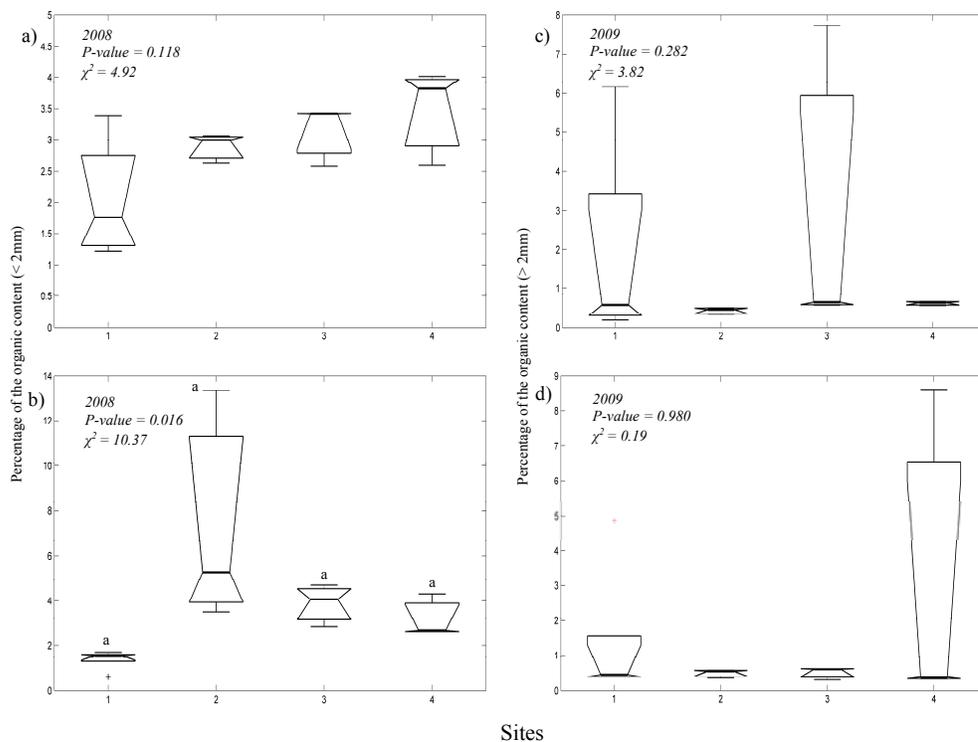


Figure 3-9 : Box plot of the median percentage of organic content for: a) sediment smaller than 2mm in size for 2008; b) sediment smaller than 2mm in size for 2009; c) sediment greater than 2mm in size for 2008; and d) sediment greater than 2mm in size for 2009 from sediment traps deployed at Sites 1 through 4. The horizontal line within each box plot represents the median. The letters (a through d) indicate sites that have similar medians based on the Multiple Comparison test using the Pgirmess Package in R (Siegel and Castellan, 1988). For box plots a), c), and d) the Kruskal-Wallis test indicated that no sites are significantly different from each other.

Annexe



Figure A-1 : Exemple d'une station hydrologique dans la tourbière de Rogersville : a) et b) la station C3 en amont du bassin de sédimentation équipée d'un pluviomètre et boîte d'enregistrement des données fonctionnant avec un panneau solaire, c) turbidimètre (Optical Back Scatterometer (OBS)) avec la brosse de nettoyage, installé dans une cage de protection contre les débris. d) station C1 en aval de la superficie récoltée dans un cours d'eau relié à la rivière Barnaby. Cette station est souvent impactée par les activités des Castors en amont de la station. e) entretien de la station en amont du bassin de sédimentation. f) grands aspirateurs utilisés dans l'extraction de la tourbe.



Figure A-2 : a) et b) la station C3 en aval du bassin de sédimentation affectée par le dépôt des débris provenant des canaux de drainage et au voisinage de la station-tourbière de Rogersville. c) et d) procédé de nettoyage du bassin de sédimentation à l'aide d'une excavatrice et rejet des sédiments collectés aux alentours du bassin de la tourbière Hardwood, e) une bôme flottante mal placé dans le bassin de sédimentation de la tourbière de Rogersville.

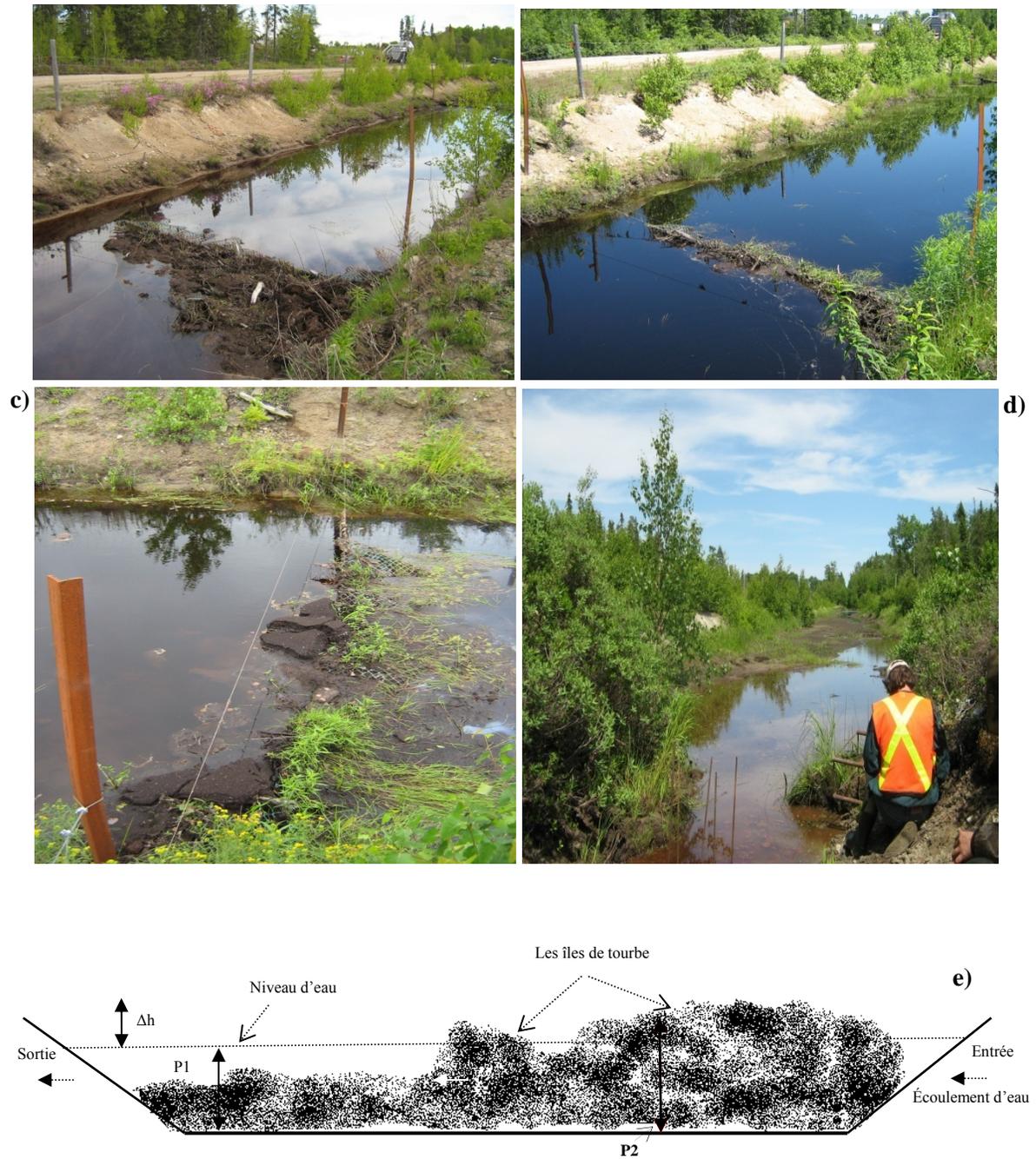


Figure A-3 : de a) à c) les épis installés dans le bassin de sédimentation saturés en sédiments accumulés. d) Bassin de sédimentation saturé en tourbe- tourbière de Rogersville. e) Une vue longitudinale du bassin de sédimentation de la tourbière de Rogersville avec les îles formées en accumulation de tourbe avec la profondeur effective P1 dépassant la profondeur de tourbe P2.



Figure A-4 : Différentes expériences réalisées au laboratoire MPO-Moncton : a) procédé de filtration des échantillons de sédiments provenant de la calibration des stations hydrologiques. b) procédé de tamisage pour la granulométrie des sédiments. c) les trappes à sédiments appelés Sedibacs. d) Four de 500°C, pour brûler les matières organiques (principalement la tourbe).



Figure A-5 : a) Zone tampon en aval du bassin de sédimentation créé par les activités du castor. b) mesures de l'accumulation de la tourbe dans le bassin de sédimentation-tourbière de Rogersville.