

**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

**Analyse de l'efficacité des bassins de sédimentation
d'une tourbière exploitée:
étude de cas de la plaine de St-Charles (Nouveau-Brunswick)**

par

**Loubna Benyahya
André St-Hilaire
Simon C. Courtenay
Andrew D. Bogen
Taha B.M.J. Ouarda
Bernard Bobée
et
Marius Lachance**

**Institut national de la recherche scientifique (INRS)
Centre Eau, Terre et Environnement
2800 rue Einstein CP 7500 Sainte-Foy (Québec) G1V 4C7**

Rapport de recherche R-686

Juillet 2003

TABLE DES MATIÈRES

Liste des tableaux	ii
Liste des figures	iii
Équipe de Projet	iv
1.0 Introduction	5
1.1 Mise en contexte	5
1.2 Zone d'étude	6
2.0 Solides en suspensions, brève revue littérature	9
2.1 Définition et incidences sur l'écosystème aquatique	9
2.2 Méthodes de mesures	11
3.0 Methodologie de l'étude de cas	14
3.1 Échantillonnage	14
3.2 Calibration des néphélomètres	16
3.3 Traitement statistique	20
4.0 Résultats	23
5.0 Discussion	28
6.0 Conclusion et recommandations	33
Références	35
Remerciements	38

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Les caractéristiques des paramètres de la courbe d'étalonnage.....	18
Tableau 2. Min et Max des coefficients de variation CV(%) calculés à chaque jour à partir des moyennes horaires pour les sites amont et aval	19
Tableau 3. Débits mesurés en 2001, ruisseau Malpec.....	23
Tableau 4. Statistiques mensuelles de la concentration en SS (mg/L) pour les sites amont et aval et évaluation du coefficient de variation mensuel CV(%).....	22
Tableau 5. Résultats du test de normalité (Lilliefors) des moyennes journalières de la station amont.....	23
Tableau 6. Résultats de l'application du test de Kruskal-Wallis à la station amont (28 mars-03 juin 2001, n =68).	24
Tableau 7. Résultats du test de normalité (Lilliefors) des moyennes journalières de la station aval.....	26
Tableau 8. Résultats de l'analyse de variance non-paramétrique (Kruskal-Wallis) à la station aval (29 mars-04 juin, nombre de jours concomitants n=68; nombre de mois comparés N = 4).	25
Tableau 9. Résultats de l'application du test de Kruskal-Wallis pour les 2 stations.....	26

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Carte de la zone d'étude.	7
Figure 2. Plaine de St-Charles et stations d'échantillonnage de la turbidité.	15
Figure 3. Courbe d'étalonnage du néphélomètre à la station amont, avec limites d'intervalle de confiance (95%) de la courbe (a) et des observations (b).	17
Figure 4. Courbe d'étalonnage du néphélomètre à la station aval, avec limites d'intervalle de confiance (95%) de la courbe (a) et des observations (b).	18
Figure 5. Schéma explicatif de l'approche statistique.	21
Figure 6. Évolution temporelle de la concentration journalière en SS de la station amont.	24
Figure 7. Évolution temporelle de la concentration journalière en(SS)de la station aval ...	26
Figure 8. Comparaison des concentrations journalières en (SS) de la station amont et de la station aval.....	27
Figure 9. Évolution bipartite (précipitations- SS) de la station amont(a).....	30
et de la station aval (b)	30
Figure 10. Évolution bipartite (précipitations - débit), (débit - SS)	31
Figure 11. La courbe d'interpolation linéaire du débit	32

ÉQUIPE DE PROJET

Chaire en Hydrologie statistique (Hydro-Québec / CRSNG / Alcan) INRS - Centre Eau, Terre et Environnement

Loubna Benyahya	Étudiante au doctorat
André St-Hilaire	Professeur sous octroi
Bernard Bobée	Professeur et Titulaire de la Chaire en Hydrologie statistique
Taha B.M.J. Ouarda	Professeur
Marius Lachance	Professeur

Pêches et Océans Canada

Simon Courtenay	Chercheur scientifique
David Robertson	Technicien

Université de Moncton

Andrew Bogen	Professeur
Christina Calder	Assistante de recherche

Ministère des Ressources naturelles

Jacques Thibault	Géologue
------------------	----------

Référence

Benyahya, L., St-Hilaire, A., Courtenay, S.C., Bogen, A.D., Ouarda, T.B.M.J., Bobée, B. et M. Lachance (2003). Analyse de l'efficacité des bassins de sédimentation d'une tourbière exploitée: étude de cas de la plaine de St-Charles (N.-B.). INRS-ETE, rapport de recherche R-686, 38 p.

1.0 INTRODUCTION

1.1 MISE EN CONTEXTE

A l'échelle canadienne, le Nouveau-Brunswick occupe une position stratégique dans l'industrie de la tourbe. Cette industrie avait une valeur de 98 millions de dollars en 2000, ce qui représente 36% de la production totale canadienne. En 2001, la production néo-brunswickoise a totalisé 13 226 515 ballots avec une valeur marchande de 89 629 025 \$. Dans ce contexte, le développement d'outils de suivi des impacts potentiels, de même que la proposition de nouvelles méthodes pour minimiser les impacts environnementaux sont essentiels.

L'extraction de la tourbe est habituellement précédée de travaux d'aménagements importants sur les surfaces que l'on désire exploiter. La récolte de la tourbe nécessite, dans un premier temps, d'enlever le couvert végétal sur les superficies exploitables. Ensuite, comme il faut assécher la tourbe avant d'en faire l'extraction, la création d'un réseau de canaux de drainage dans les tourbières exploitées est nécessaire. Dans la plupart des cas, ces canaux drainent l'eau de surface et interstitielle vers un ou des bassin(s) de sédimentation. Ces bassins ont pour objectif de récolter la tourbe en suspension avant que l'eau de drainage ne soit rejetée dans le milieu. Or, il appert que dans certains cas, des concentrations élevées de solides en suspension ont été mesurées en aval des bassins de sédimentation. Cette situation a été étudiée sur un tributaire de la rivière Richibouctou appelé Mill Creek. Ce cours d'eau reçoit les eaux de drainage d'une tourbière en partie exploitée : la plaine de St-Charles. Les travaux de Ouellette (2002) ont démontré que, malgré l'installation de bassins de sédimentation en 1994, la proportion (en volume) de tourbe a passé de 30% en 1997 à 76% en 1999 dans la couche superficielle (0-15 cm) des sédiments des sites étudiés dans Mill Creek. Il semble donc que des volumes importants de tourbe soient associés au drainage de la tourbière et ce, en dépit de la présence de bassins de sédimentation.

Le Projet environnemental de mise en valeur des ressources de Richibouctou (PEMVRR, Courtenay *et al.*, 2000) est un projet pluridisciplinaire de recherche et de gestion intégrée du bassin

versant de la rivière Richibouctou. Certains partenaires scientifiques du PEMVRR (Chaire en Hydrologie statistique de l'INRS-ETE, Centre de Recherche en Sciences de l'Environnement de l'université de Moncton et, Pêches et Océans Canada), en partenariat avec l'industrie locale, ont initié un projet de suivi de la turbidité en aval des bassins de sédimentation. Le présent rapport a pour objectif de présenter les données récoltées durant l'année 2001 et de faire une première analyse statistique de ces données.

Le reste de ce document est divisé en quatre principales parties :

- La section 1.2 présente la zone d'étude.
- La section 2 est consacrée à une brève revue bibliographique des méthodes d'estimation des concentrations des solides en suspension;
- La section 3 présente la méthodologie utilisée (mesures sur le terrain et analyses statistiques); et
- La dernière section concerne la présentation et la discussion des résultats obtenus.

1.2 ZONE D'ÉTUDE

La plaine de St-Charles est située dans le Sud-Est du Nouveau Brunswick (Figure 1). Le site d'exploitation de la tourbe couvre actuellement une superficie de 340 ha et la production n'a cessé d'augmenter depuis 1985. Trois bassins de rétention ayant une superficie de 356,7 m³ ont été mis en place depuis 1994 (Centre de Recherche en Sciences de l'Environnement, 1999). Les eaux de drainage passant par les bassins de sédimentation sont ensuite rejetées dans un ruisseau sans nom, que nous appellerons le ruisseau Malpec dans ce rapport. Le bassin versant de ce ruisseau couvre une superficie approximative de 4 km² (St-Hilaire *et al.*, 2001). Le ruisseau Malpec se jette dans Mill Creek, qui est un affluent de la rivière principale appelée Richibouctou (Figure 1) dont le bassin versant a une superficie d'environ 1088 km² (Montreal Engineering Company, 1969).

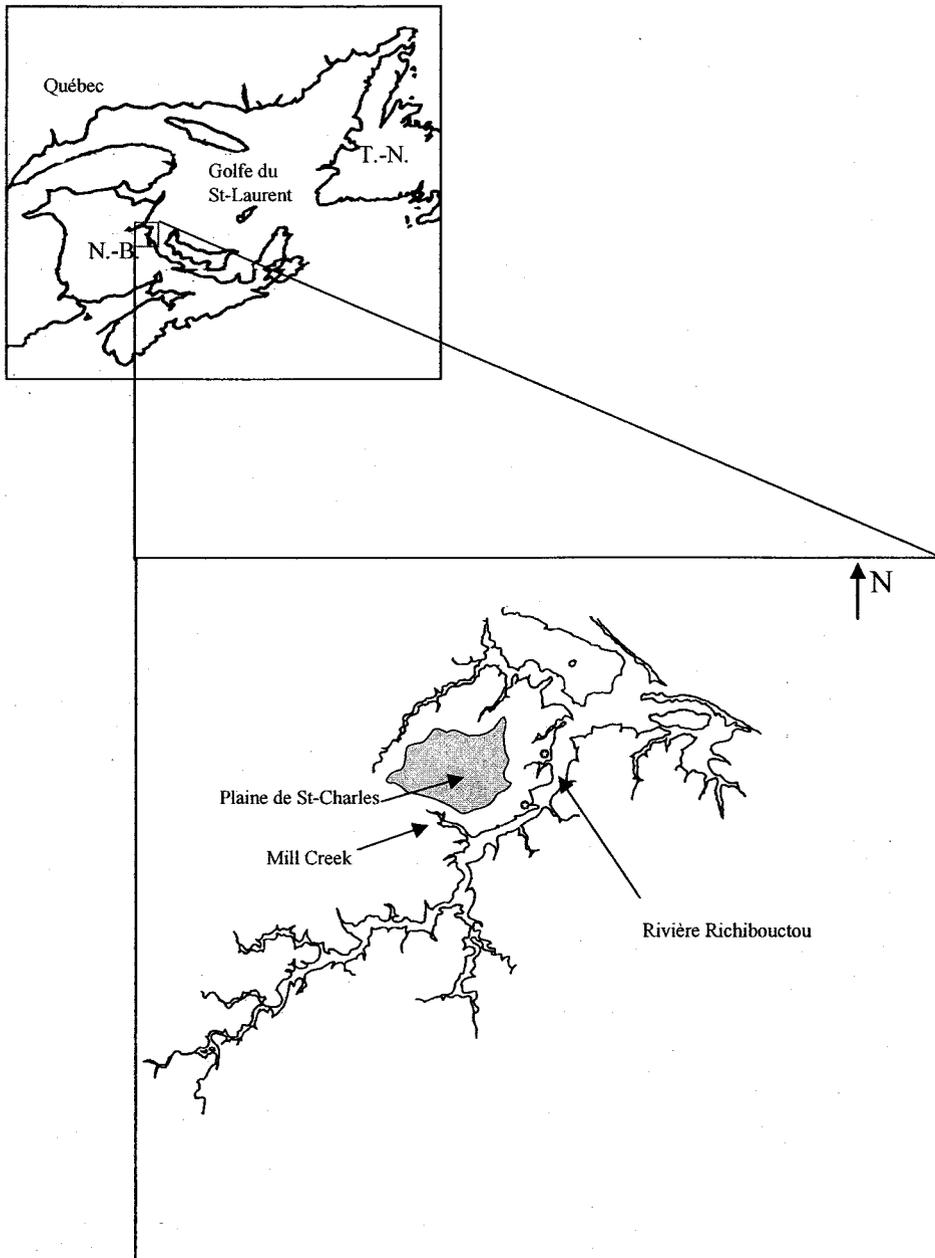


Figure 1. Carte de la zone d'étude.

La rivière principale est alimentée par plusieurs affluents (rivières St-Charles, Molus, Bass, Aldouane et St-Nicholas). Mill Creek (64°56 E, 46°39 N) couvre une superficie de 361,8 m² depuis sa confluence avec la rivière Richibouctou jusqu'à la route située à 2,2 km en amont. L'eau de Mill Creek est saumâtre et elle est sujette à des fluctuations des marées (St-Hilaire *et al.*, 1997) ; sa profondeur varie entre 1-2m.

La végétation aquatique dominante de Mill Creek est la zostère marine (*Zostera marina*) avec des faibles concentrations d'algues filamenteuses, et la laitue de mer (*Ulva lactuca*).

2.0 SOLIDES EN SUSPENSIONS, BRÈVE REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 DÉFINITION ET INCIDENCES SUR L'ÉCOSYSTÈME AQUATIQUE

Les solides en suspension (SS) comprennent des particules organiques et/ou minérales transportées dans la colonne d'eau. Cet apport peut être d'origine naturelle (érosion des sols, apport souterrain) ou anthropique (rejets).

Dans bien des cas, le transport des particules en suspension se fait plutôt sous forme d'agrégats que sous forme de particules individuelles. La structure interne de ces agrégats affecte non seulement les propriétés physiques (densité, vitesse de sédimentation) des particules mais aussi leurs propriétés chimiques (adsorption des contaminants) (Ashmore *et al.*, 2000). La vitesse de sédimentation augmente proportionnellement avec la taille des particules, alors que la densité varie inversement avec la taille (Droppo *et al.*, 1998).

Le transport des contaminants par les SS dépend à la fois de la nature des contaminants et celle des particules. En effet, le plomb (Pb), le cuivre (Cu) et le zinc (Zn) présentent des affinités avec des particules de sédiments dont la taille est $< 31 \mu\text{m}$ (Stone *et al.*, 1996). Dans notre zone d'étude, Surette *et al.* (2002) ont trouvé que les particules de tourbe présentes dans les eaux de Mill Creek contenaient des concentrations élevées de mercure, mais ce mercure ne semblait pas être transféré dans la chaîne alimentaire.

L'impact des solides en suspension sur le cours d'eau récepteur varie en importance et en étendue, selon les caractéristiques du cours d'eau et le volume et la composition du rejet. Une charge élevée des solides en suspension peut avoir des incidences économiques et environnementales importantes (Clark *et al.*, 1985). La sédimentation peut avoir des répercussions sur la biodiversité des espèces par réduction de la productivité et de la disponibilité des habitats, ce qui peut causer

un stress supplémentaire à la faune et à la flore aquatique. Les impacts potentiels d'une charge sédimentaire élevée peuvent inclure les éléments suivants :

Faune

- Le plus grand impact du dépôt des fibres de tourbe au niveau de Mill Creek est l'étouffement benthique qui réduit la richesse et les densités d'espèce dans le substrat et sur le substrat (Ouellette, 2002).
- Une concentration accrue d'ammoniaque peut être générée par des bactéries hétérotrophes comme produit final de la décomposition de la matière organique contenue dans les sédiments ou d'autres composés azotés. Elle se présente dans l'eau principalement sous forme d'ions NH_4^+ et sous forme de molécules de NH_4OH , ces dernières présentant une grande toxicité pour les organismes aquatiques et plus particulièrement pour les poissons (Wetzel, 1983).
- Une sédimentation accrue dans les frayères a produit des baisses significatives du taux d'éclosion des œufs de salmonidés dans certains cours d'eau. Cette baisse se reflète en un taux de survie des alevins passant de 95% à 68% dans certains cas et un taux de mortalité des œufs pouvant atteindre 86% dans d'autres cas répertoriés (St-Hilaire *et al.*, 1997; Soulby *et al.*, 2001).
- Une concentration élevée de solides en suspension peut causer une abrasion des branchies et affecter la respiration de certains organismes aquatiques (étouffement) (Henley *et al.*, 2000).

Flore

- La présence de particules en suspension entraîne l'atténuation de la radiation incidente et par conséquent l'atténuation de l'énergie qui en découle et qui est nécessaire à la photosynthèse des plantes aquatiques.

Économie

- Un taux élevé des matières en suspension est généralement accompagné d'une hausse de turbidité, ce qui rend le traitement de l'eau pour des fins d'approvisionnement en eau potable plus complexe et plus coûteux.

Esthétique

- Une diminution de la clarté visuelle est non souhaitable dans les cours d'eau oligotrophes de nos régions.

2.2 MÉTHODES DE MESURES

Généralement, la quantification des solides en suspension (SS) est définie suivant un concept méthodologique simple, par une filtration d'échantillon suivie d'une pesée du filtrat séché (St-Hilaire *et al.*, 2001). La mesure directe de la concentration de sédiments en suspension nécessite donc beaucoup de travaux de prélèvement et d'analyse au laboratoire.

Parallèlement, les méthodes optiques fournissent des mesures indirectes des concentrations de solides en suspension. Le principe de la méthode se base généralement sur une mesure de la turbidité comme indicateur. Par définition, la turbidité correspond à la réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de particules en suspension (Kirk, 1985). Elle se mesure en faisant passer un faisceau lumineux à travers l'échantillon à tester. La turbidité est déterminée en détectant l'atténuation de la quantité de la lumière infrarouge incidente causée par la réfraction sur les particules en suspension.

Lorsque les données de débit sont disponibles, l'estimation des SS transportés peut se faire à partir d'une relation empirique reliant la concentration en sédiment SS au débit Q (Walling, 1974) :

$$SS = aQ^b \quad (1)$$

où SS est la concentration en solides en suspension (mg/L), Q est le débit (m^3/s) et a, b sont les paramètres estimés (Crawford, 1991).

Il faut noter que cette proportionnalité de charge solide - débit liquide est rarement adaptée pour représenter le décalage ou "hystérésis" entre les chroniques des SS et celles du débit (Asselman, 1999). L'hystérésis traduit la réponse sédimentologique d'un cours d'eau à la chronique des événements météorologiques au cours de l'année hydrologique. Il existe deux types d'hystérésis :

- Hystérésis dites *rétrogrades* : elles révèlent un accroissement plus rapide des concentrations en SS par rapport au débit en début de crue, et une faible remise en suspension en fin de crue.
- Hystérésis dites *orthogrades* : ce type d'hystérésis s'explique par un déphasage entre l'onde de crue qui affecte les masses d'eaux et le transfert plus lent des SS.

Une fois que la vitesse de l'écoulement atteint la vitesse de sédimentation, le matériel transporté dans la colonne d'eau aura tendance à se déposer. Selon le type de régime hydrique, le coefficient de sédimentation $E(\%)$ des particules peut être formulé suivant deux modèles :

Régime laminaire (Chen, 1975) :

$$E(\%) = 100 W A Q^{-1} \quad (2)$$

où W est la vitesse de décantation de la particule (ms^{-1}), A est la surface drainée (m^2) et Q est le débit (m^3s^{-1}).

Régime turbulent (Chen, 1975; Haan *et al.*, 1994) :

$$E(\%) = 100 \left[1 - \exp^{-W A Q^{-1}} \right] \quad (3)$$

Pour les deux types d'écoulement, le processus de rétention est indépendant de la profondeur de l'eau, mais il est proportionnel à la surface des sites d'exploitation de la tourbe et à la vitesse de sédimentation des particules, et inversement proportionnel au débit.

3.0 METHODOLOGIE DE L'ÉTUDE DE CAS

3.1 ÉCHANTILLONNAGE

Deux stations ont été échantillonnées en 2001. La station en amont était située sur le site d'opération commerciale, dans la portion du canal de drainage qui combine les volumes d'eau sortant des trois bassins de sédimentation pour se jeter dans le ruisseau Malpec (Figure 2). Le site en aval était situé dans le ruisseau Malpec, environ à mi-chemin entre la station en amont et la confluence du ruisseau Malpec et de Mill Creek (Figure 2).

Deux néphélomètres de type OBS-3 (Optical Back Scatterometer, D&A Instruments 1991) ont été déployés du 28 mars au 5 juin 2001. Ces appareils ont enregistré un voltage proportionnel à la turbidité de l'eau, une fois toutes les 2 minutes. Afin de valider les mesures prises par les OBS, des échantillons d'eau ont été prélevés lors des visites sur le terrain.

Cependant, le nombre d'échantillons était insuffisant pour permettre d'obtenir une courbe d'étalonnage complète (voir section 3.2). Les échantillons de 1L d'eau prélevés aux deux sites ont été filtrés au laboratoire (filtre Watmann, 5 microns). Le filtrat séché à 70 C° pendant 24 heures a été pesé et le poids net a été divisé par le volume filtré pour obtenir la concentration de SS au moment du prélèvement.

Bien qu'il n'existe pas de station de jaugeage sur le ruisseau Malpec, le débit instantané a aussi été mesuré à plusieurs reprises. Un minimum de 10 mesures de vitesse ont été prises dans une section jugée stable du ruisseau, à mi-chemin entre les deux stations de mesure de turbidité. La vitesse a été mesurée à l'aide d'un courantomètre Marsh McBirney à une profondeur équivalente à 60% de la profondeur totale. La profondeur a été mesurée à chaque point de mesure de vitesse à l'aide d'un mètre gradué ($\pm 0,2$ cm). Le débit instantané a ensuite été calculé en multipliant la vitesse par la surface de la section.

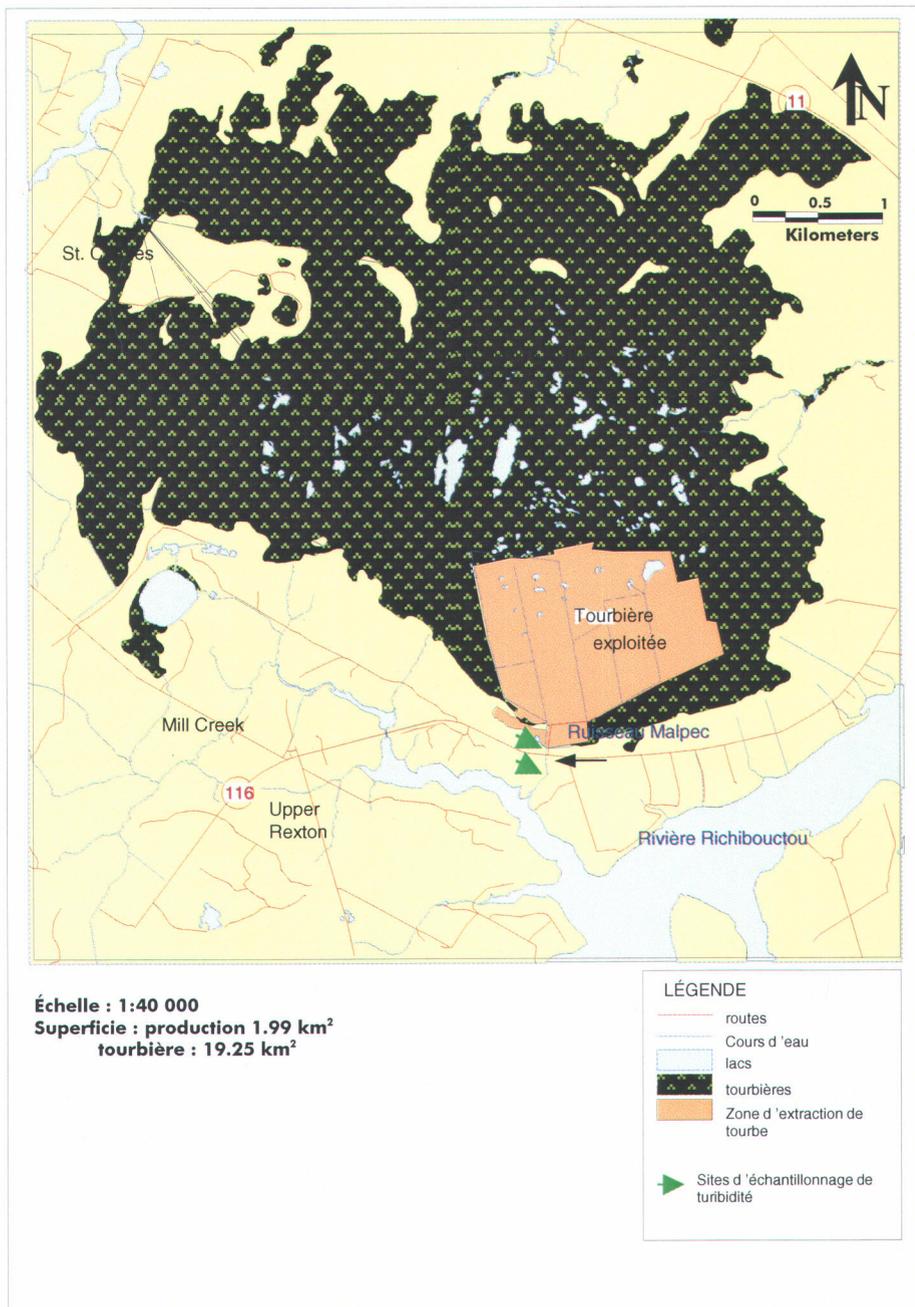


Figure 2. Plaine de St-Charles et stations d'échantillonnage de la turbidité.

Les données de précipitations utilisées dans ce rapport proviennent de la station météorologique d'Environnement Canada située à Rexton, à moins de 3 km de la zone d'étude (station 8104400).

3.2 CALIBRATION DES NÉPHÉLOMÈTRES

Les mesures données par les OBS-3 et la quantification des SS sur les mêmes échantillons d'eau permettent la réalisation d'un étalonnage. Étant donné le nombre réduit de mesures de SS prises sur le terrain, une post-calibration des OBS-3 a été réalisée au laboratoire en mélangeant différents volumes d'eau à une quantité de sédiments récoltés sur le site. Les valeurs enregistrées sont en fait des valeurs de voltage qui sont ensuite converties en concentration de SS grâce à la courbe d'étalonnage (les Figures 3 et 4). La courbe d'étalonnage a été ajustée à ces échantillons par la méthode des moindres carrés en prenant le logarithme des valeurs de voltage.

Les Figures 3 et 4 montrent deux types de courbes:

- Un intervalle de confiance sur le modèle (i.e. les paramètres de la courbe) (courbes (a));
- Un intervalle de confiance calculé sur les valeurs observées (non transformées en log) d'où un intervalle de confiance se révélant plus large (courbes (b));

En effet, l'imprécision des valeurs est en partie démontrée par l'intervalle de confiance (IC), dont les limites inférieures et supérieures se calculent suivant la formule suivante :

$$L_{I/S} = m \pm t\sigma \quad (4)$$

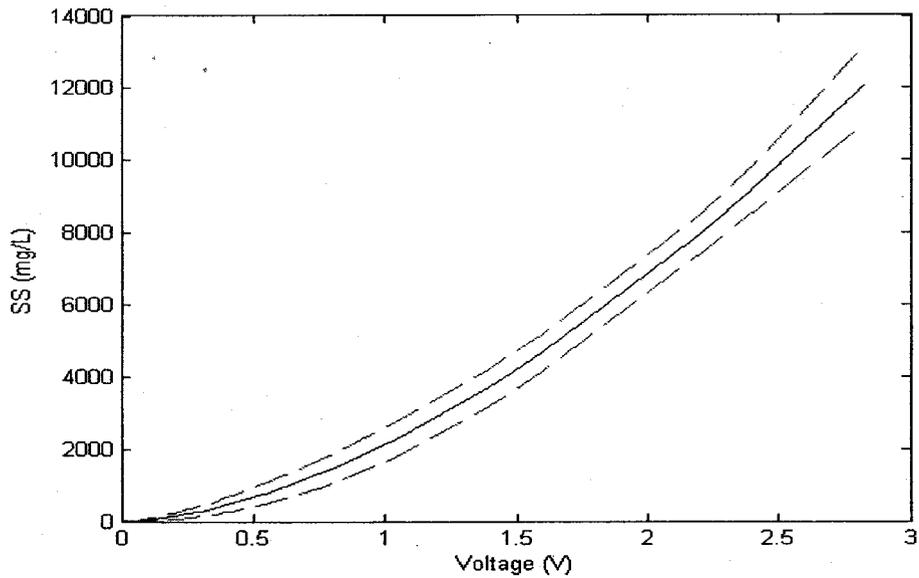
où :

$L_{I/S}$ = Limites inférieures et supérieures

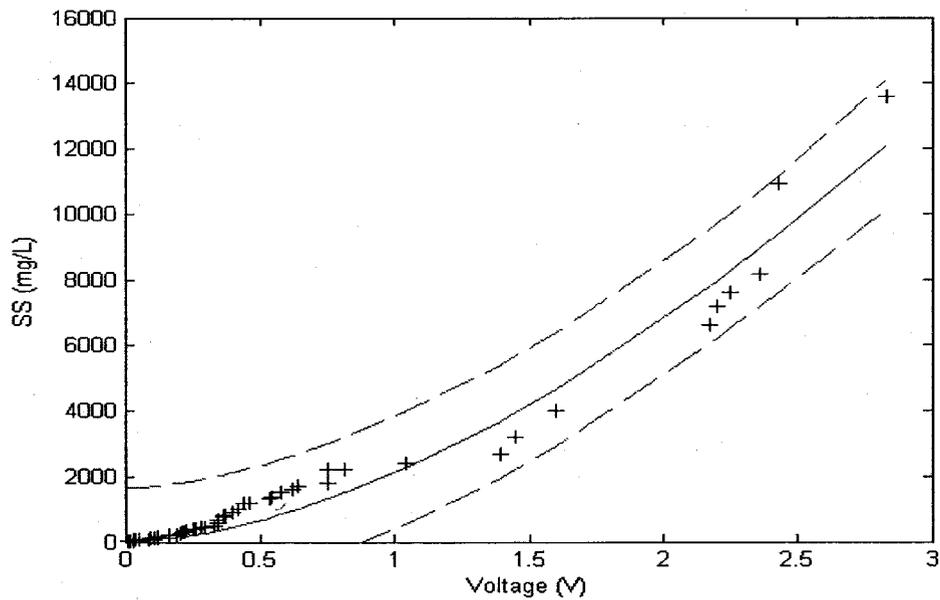
m = moyenne de l'échantillon

σ = écart-type de l'échantillon

t = valeur fournie par la table de Student à n-1 degrés de liberté (pour $\alpha=0,05$, $t=1,96$)

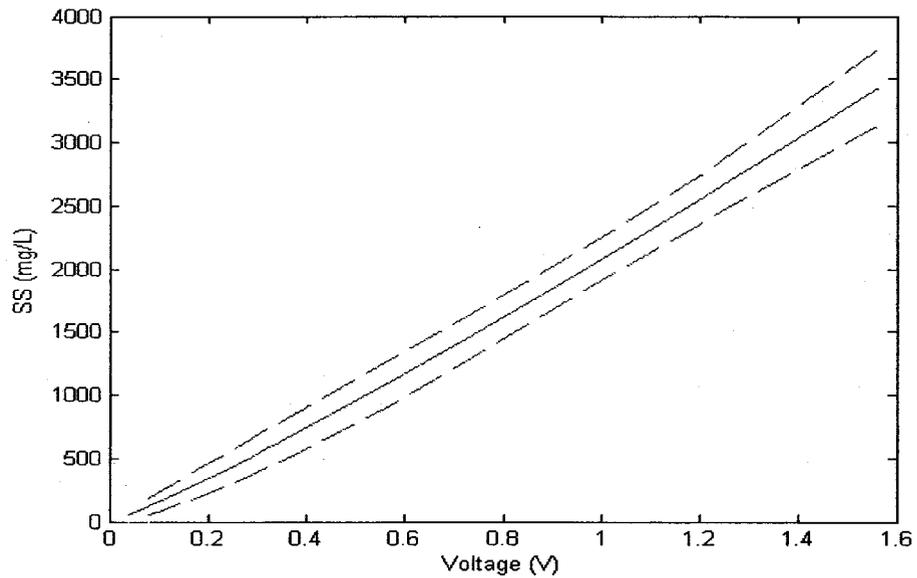


(a)

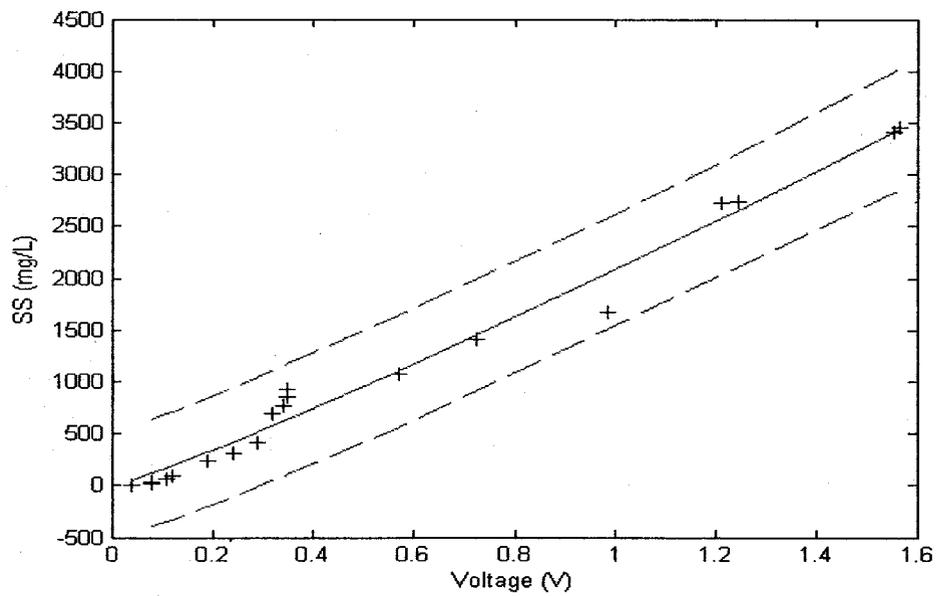


(b)

Figure 3. Courbe d'étalonnage du néphélomètre à la station amont, avec limites d'intervalle de confiance (95%) de la courbe (a) et des observations (b).



(a)



(b)

Figure 4. Courbe d'étalonnage du néphélomètre à la station aval, avec limites d'intervalle de confiance (95%) de la courbe (a) et des observations (b).

Les concentrations horaires des SS sont calculées mathématiquement à partir du voltage par l'équation de type:

$$SS = a\text{Volt}^b \quad (5)$$

où

a et b sont les coefficients d'ajustement

les valeurs et les intervalles de confiance de ces coefficients pour les deux stations sont présentées au tableau 1.

Tableau 1 Les caractéristiques des paramètres de la courbe d'étalonnage

	Station amont	Station aval
Coefficient de corrélation	0,96	0,98
SS-Voltage		
<i>Valeur du coefficient a</i>	2128,3	2074,2
<i>Valeur de l'exposant b</i>	1,7	1,1
<i>Equation</i>	$SS = 2128,3\text{Volt}^{1,7}$	$SS = 2074\text{Volt}^{1,1}$
<i>Intervalle de confiance de a</i>	[1757,2 – 2499,4]	[1938,7 – 2210,7]
<i>Intervalle de confiance de b</i>	[1,5 – 1,9]	[1 – 1,3]

Malgré les valeurs élevées des coefficients de corrélation (0,96 pour la station amont et 0,98 pour la station aval) il convient de souligner que:

- un certain nombre de sources d'erreurs possible (prélèvement, analyse, modélisation) font en sorte qu'une imprécision importante est associée à l'étalonnage des néphélomètres.
- *in situ*, la quantification des SS par l'OBS n'est pas nécessairement une mesure exacte puisqu'elle est prise à un seul point dans la colonne d'eau.

3.3 TRAITEMENT STATISTIQUE

L'approche adaptée consiste à traiter dans une première phase l'ensemble des données analytiques. Cette étape s'articule essentiellement autour des paramètres de position : *moyenne* et *médiane*, et des paramètres de dispersion : *écart type* et *coefficient de variation*.

Les concentrations moyennes journalières des sédiments en suspension ont été calculées simplement à l'aide des concentrations horaires, ces valeurs étant elles-mêmes estimées en faisant la moyenne des mesures prises à toutes les deux minutes.

Les concentrations journalières correspondent donc à la moyenne sur 24h des concentrations horaires dont les valeurs de coefficient de variation (CV) présentent une grande dispersion autour de la moyenne journalière (Tableau 2).

On constate au tableau 2 que la variabilité des moyennes horaires est très importante et que les moyennes journalières utilisées subséquemment intègrent des valeurs qui peuvent être beaucoup plus élevées.

Tableau 2. min et max des coefficients de variation CV(%) calculés à chaque jour à partir des moyennes horaires pour les sites amont et aval .

	mars		avril		mai		juin	
	min	max	min	max	min	max	min	max
Amont	109,76	229,3	NC	489,89	NC	489,89	NC	1,34
Aval	99,14	217,24	NC	489,89	NC	489,89	44,73	177,81

NC : non calculable quand la turbidité est inférieure au seuil de détection.

La deuxième phase est relative à la comparaison spatiale et temporelle des moyennes journalières des deux stations. Pour cela, les étapes décrites dans la Figure 5 ci-dessous ont été suivies :

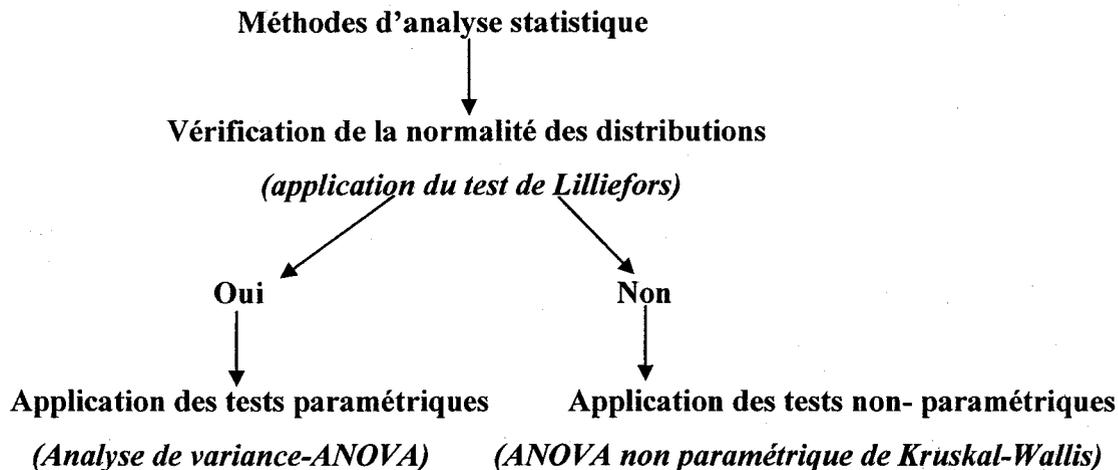


Figure 5. Schéma explicatif de l'approche statistique.

La dernière phase consiste à évaluer la qualité générale de l'eau à chacune des deux stations d'échantillonnage à partir de la comparaison de chaque moyenne journalière à la norme néo-brunswickoise de qualité des eaux de surface ($SS \leq 25$ mg/L) (ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick).

La détermination de la nature des tests statistiques à utiliser (paramétriques ou non-paramétriques) est conditionnée par la normalité de la distribution des échantillons. Pour cela, la normalité des valeurs journalières de SS a été vérifiée en appliquant le test de Lilliefors. Ce test d'ajustement détermine si les observations d'un échantillon peuvent suivre une loi normale. Il est basé sur la comparaison de la fonction de distribution empirique pour l'échantillon $F^*(x)$ et la fonction de distribution cumulative normale standard $S(x)$.

La plus grande divergence, en valeur absolue, existant entre ces deux distributions est recherchée.

$$T = \text{Sup} |F^*(x) - S(x)| \quad (6)$$

La valeur de cet écart (T) est connue et comparée à une valeur critique tabulée pour un niveau de signification égale dans le cas de la présente étude à $\alpha=0,05$. On rejette l'hypothèse nulle (H_0 = la distribution des données suit une loi normale) à ce niveau de signification lorsque l'écart maximum observé est supérieur ou égal à la valeur critique (Conover, 1980).

L'emploi d'une analyse de variance non paramétrique (e.g. Kruskal Wallis) se justifie lorsque les conditions d'application des autres méthodes paramétriques ne sont pas satisfaites. L'analyse des rangs de Kruskal Wallis (« Kruskal Wallis One –Way Analysis of Variance ») est basée sur le classement de l'ensemble des observations par ordre croissant. La détermination du rang relatif aux différents échantillons, et le calcul des sommes des rangs, permettent ensuite d'obtenir la valeur K définie par la formule suivante :

$$K = \frac{12}{N(N+1)} \sum_{j=1}^k \frac{R_j^2}{n_j} - 3(N+1) \quad (7)$$

où :

N = nombre d'échantillons

n_j = nombre de cas dans le $j^{\text{ème}}$ échantillon

R_j = somme des rangs dans le $j^{\text{ème}}$ échantillon (colonne)

La quantité K est approximativement une valeur observée d'une variable χ^2 à $k-1$ degrés de liberté. On doit rejeter l'hypothèse d'identité des N échantillons au niveau α (seuil de signification) lorsque la valeur H est égale ou supérieure à la valeur de χ^2 donnée par la table.

Dans l'interprétation des résultats, un niveau de signification (α) a été fixé à 0,05.

4.0 RESULTATS

Mesures de débit

Les mesures de débit ont été prises neuf fois entre le 6 avril et le 14 mai (Tableau 3). Les débits ont varié entre 0,06 m³/s et 0,58 m³/s. Les niveaux d'eau et la vitesse du courant étaient trop élevés vers la fin du mois de mai pour permettre une mesure du débit sans embarcation.

Tableau 3. Débits mesurés en 2001, ruisseau Malpec.

Date	6 avr.	10 avr.	12 avr.	17 avr.	19 avr.	30 avr.	2 mai	9 mai	14 mai
Débit (m ³ /s)	0,09	0,06	0,06	0,14	0,12	0,14	0,15	0,07	0,58

Évolution temporelle de la concentration de solides en suspension

Afin d'établir si les concentrations de SS ont subi une évolution temporelle, les données provenant des deux stations échantillonnées ont été analysées.

Tableau 4. Statistiques mensuelles de la concentration en SS (mg/L) pour les sites amont et aval et évaluation du coefficient de variation mensuel CV(%).

	mars (n=4)				avril (n=30)			
	SS (mgL ⁻¹)			CV (%)	SS (mgL ⁻¹)			CV (%)
	min	moy	max		min	moy	max	
Amont	17.21	341.26	773.61	101.06	0	194.7	1552.26	212.31
Aval	218.72	403.33	592.72	46.37	0	176.19	1129.51	142.03
	mai (n=31)				juin (n=5)			
	SS (mgL ⁻¹)			CV (%)	SS (mgL ⁻¹)			CV (%)
	min	moy	max		min	moy	max	
Amont	0	3189.9	9692.67	143.5	9391.03	9452.30	9501.04	0.59
Aval	0	93.88	992.42	224.13	129.05	232.84	400.36	51.57

Le Tableau 4 montre que les coefficients de variation sont élevés et traduisent une grande dispersion des valeurs autour de la moyenne mensuelle.

Station amont

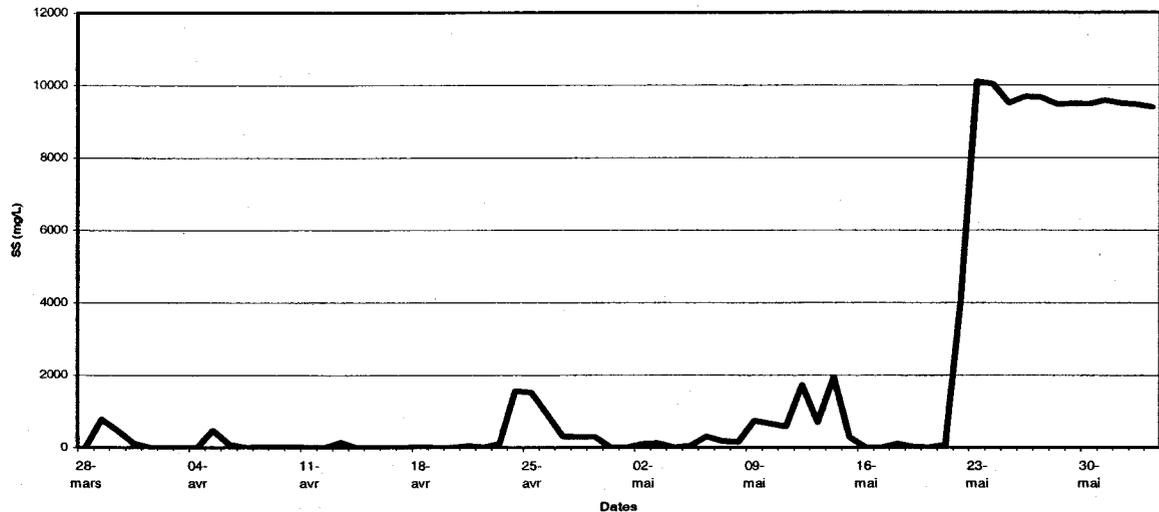


Figure 6. Évolution temporelle de la concentration journalière en SS de la station amont.

L'évolution temporelle des moyennes journalières de la station amont est très hétérogène. En effet, l'aspect en dent de scie reflète l'existence de deux types de pics :

- des pics moyennement hauts et étroits (mars, avril et jusqu'à la mi-mai)
- un pic haut et large (entre 22/05/2001 et 04/06/2001).

Le Tableau 5 révèle que pour une probabilité associée de $p < 0,05$ et sous H_0 (les moyennes journalières des mois combinés suivent une loi normale) les valeurs de (T) sont supérieures aux valeurs critiques. Notre décision est de rejeter H_0 et par conséquent on ne peut appliquer un test paramétrique (ANOVA) pour une comparaison inter-mensuelle des moyennes journalières.

Tableau 5. Résultats du test de normalité (Lilliefors) des moyennes journalières de la station amont

	Mars-avril	mai-juin
Statistique du test (T)	0,3007	0,3082
Valeur critique	0,1519	0,1519

De ce fait, il est préférable d'utiliser une approche non-paramétrique (Kruskal-Wallis) pour tester l'hypothèse que les moyennes mensuelles sont différentes :

Tableau 6. Résultats de l'application du test de Kruskal-Wallis à la station amont (28 mars-03 juin 2001, n =68).

Test Kruskal-Wallis		
K	calculée	18,28
K	critique	7,81
degré de liberté		3
p-value		0,0004

Le Tableau 6 montre que la p-value donnée par l'ANOVA de Kruskal - Wallis est inférieure au seuil de signification fixé ($\alpha=0,05$) et par conséquent, nous rejetons l'hypothèse de la stabilisation inter-mensuelle des moyennes journalières.

D'une manière générale et en terme de concentration en solides en suspension, on peut noter que 63,23% des journées dépassent la norme de qualité des eaux de surface (25mg/L) à la station amont.

Station aval

La Figure 7 montre les valeurs de SS obtenues à la station en aval. On y voit deux principaux pics :

- Un pic haut et étroit (entre le 24 avril et le 26 avril)
- Un pic moyennement haut et étroit (vers le 14 mai)

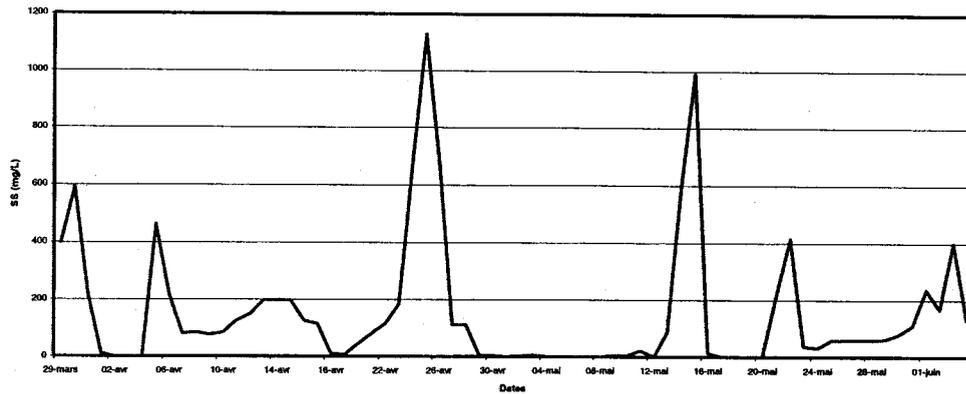


Figure 7. Évolution temporelle de la concentration journalière en(SS)de la station aval
 Les dépassements des normes de qualité au niveau de la station aval ont été observés dans 63,23% des moyennes journalières. Comme ce fut le cas pour la station amont, les moyennes journalières de la station en aval ne suivent pas une loi normale (niveau de confiance $\alpha = 0,05$; Tableau 7).

Tableau 7. Résultats du test de normalité (Lilliefors) des moyennes journalières de la station aval.

	mars-avril	mai-juin
Statistique du test (T)	0,2835	0,2969
Valeur critique	0,1542	0,1498

Le Tableau 8 montre que la p-value donnée par l'analyse de variance non paramétrique de Kruskal- Wallis est inférieure au seuil de signification fixé($\alpha=0,05$) et par conséquent nous rejetons l'hypothèse d'égalité inter-mensuelle des moyennes journalières.

Tableau 8. Résultats de l'analyse de variance non paramétrique (Kruskal-Wallis) à la station aval (29 mars-04 juin, nombre de jours concomitants $n=68$; nombre de mois comparés $N = 4$).

Test Kruskal-Wallis		
K	calculée	17,87
K	critique	7,81
degré de liberté		3
p-value		0,0005

Évolution spatiale

Une comparaison des séries chronologiques de SS permet de dégager le fait saillant suivant : une amélioration de la qualité des eaux de l'affluent Mill Creek de la station amont à la station aval. En effet, une surmonte partielle de la courbe d'évolution de la station amont à celle de l'aval a été remarquée (Figure 8).

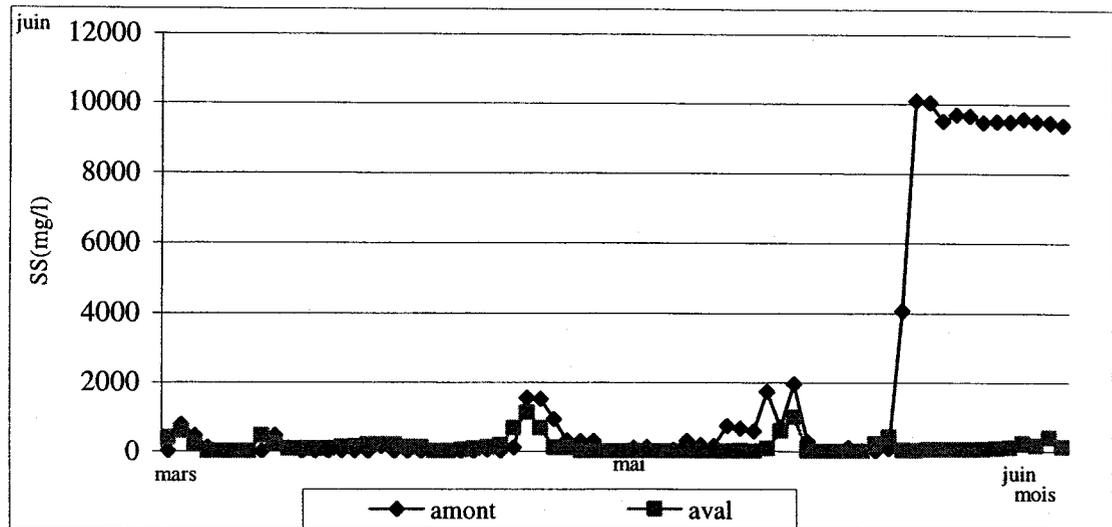


Figure 8. Comparaison des concentrations journalières en (SS) de la station amont et de la station aval

Durant les mois de mars et avril, la valeur de $|K|_{\text{calculée}}$ demeure inférieure à celle de $|K|_{\text{critique}}$ ($p > 0,05$) ce qui conduit vers l'adoption de l'hypothèse de l'équivalence des moyennes journalières entre les deux stations pour les mois de mars, avril et vers son rejet pour le mois de mai et juin (Tableau 9).

Tableau 9. Résultats de l'application du test de Kruskal-Wallis pour les 2 stations.

Station	amont et aval	
Mois	mars- avril	mai-juin
$ K _{\text{calculée}}$	2,36	19,3
$ K _{\text{critique}}$	3,84	3,84
Degré de liberté	1	1
p-value	0,1248	$1.116 \cdot 10^{-5}$

5.0 DISCUSSION

Dans le but de mieux comprendre l'occurrence de certaines concentrations élevées de SS observées aux deux sites, l'analyse des données de certains paramètres hydrométéorologiques s'avère nécessaire. Pour qu'une comparaison tripartite (précipitations, débit, SS) puisse s'effectuer sur une période comparable, seules les données de précipitations de 39 jours étalées entre le 6 avril et le 14 mai ont été retenues (Tableau 3).

A la lueur des observations précédentes, l'interprétation des enregistrements réalisés aux deux sites (Figures 9 et 10) permet la définition de trois séquences (S) :

S1 (avant le 14 mai) : cette période est marquée par des précipitations et des débits relativement faibles. Aucun effet marquant n'a été enregistré au niveau des SS. La fréquence relativement élevée des dépassements observés au cours de cette période peut être associée à un apport important du réseau de drainage durant la période de fonte de neige.

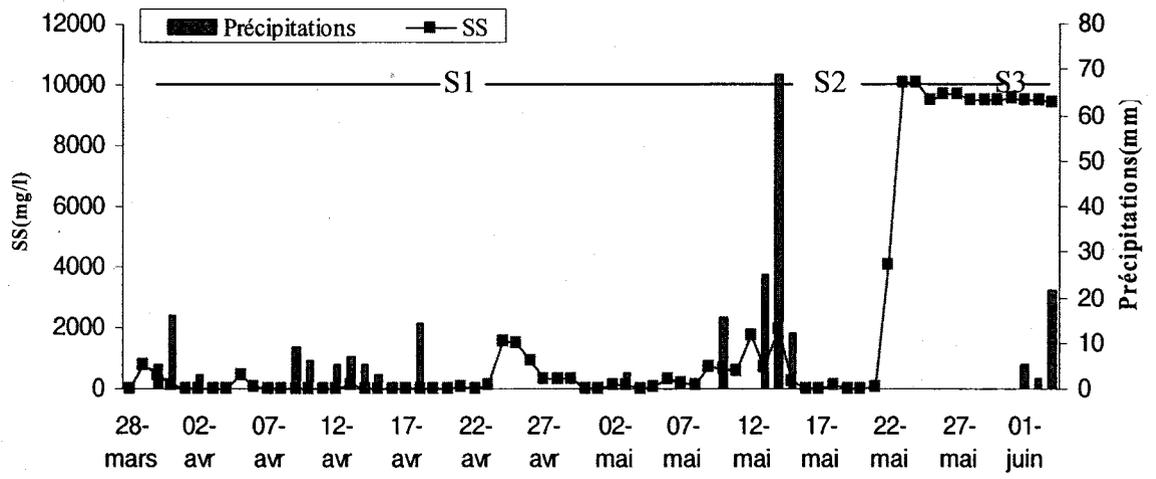
S2 (14 mai) : une augmentation brutale et successive des trois paramètres avec un accroissement plus rapide des SS par rapport au débit. Ceci a été observé aussi bien en amont qu'en aval.

Ce résultat pourrait être interprété comme suit : les précipitations (69 mm) et/ou la fonte de neige enregistrée étaient suffisantes pour entraîner un effet prépondérant sur le débit, lui-même pourrait jouer un rôle non négligeable sur la mobilisation à la fois d'un stock important de sédiments (rejet des bassins) et d'un stock temporaire et limité (dépôt remobilisable du lit du ruisseau Malpec, retrouvé principalement dans les plats et les mouilles) contribuant ainsi à un apport plus grand en solides en suspension.

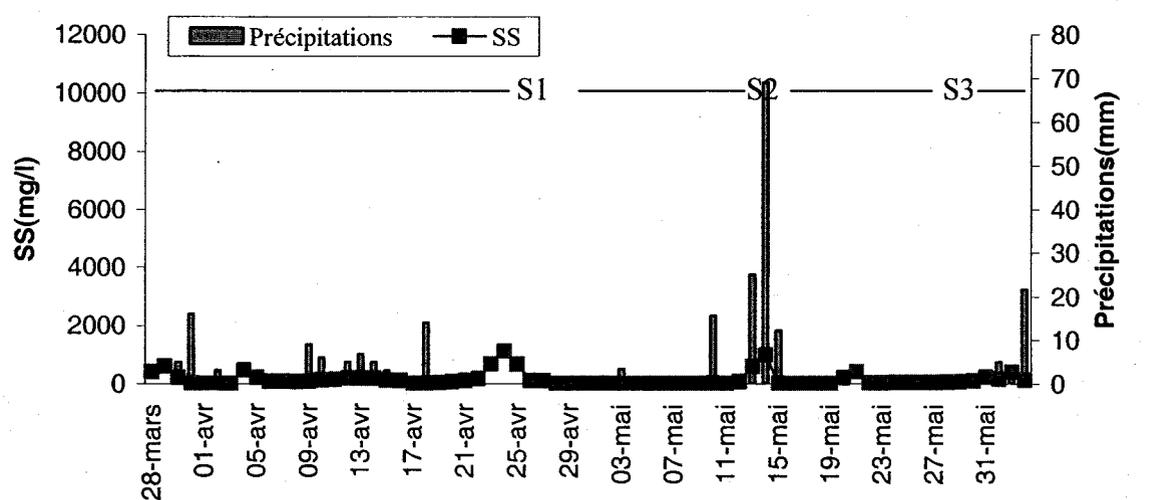
Cependant, le dernier débit mesuré (14 mai, $0,58 \text{ m}^3/\text{s}$) reste largement inférieur à la crue de période de retour de deux ans dont la valeur est estimée à $7,98 \text{ m}^3/\text{s}$ (St-Hilaire *et al.*, 2001). Il semble donc que les grandes concentrations observées ne soient pas associées à des crues extrêmes, mais à des débits observés relativement fréquents. On peut donc émettre l'hypothèse

que ces hausses importantes de turbidité soient dues essentiellement au dysfonctionnement des bassins, ou alors à des opérations d'entretien des bassins ou des canaux de drainage.

S3 (après le 14 mai) : des fortes concentrations de SS ont marqué la station amont, ceci pourrait être dû à l'opération d'excavation des bassins qui se produit chaque année entre la mi-mai et la mi-juin. On remarque aussi que la fonte de neige n'était pas terminée (Figure 9). Il est donc possible que la crue printanière n'ait pas atteint sa valeur maximale avant le 14 mai.



(a)



(b)

Figure 9. Évolution bipartite (précipitations- SS) de la station amont(a) et de la station aval (b)

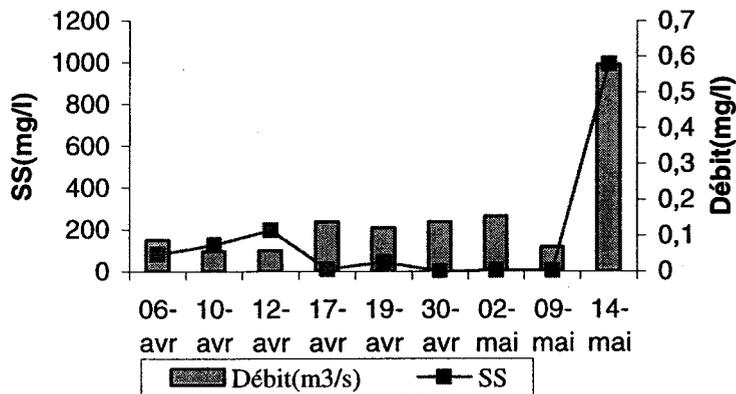
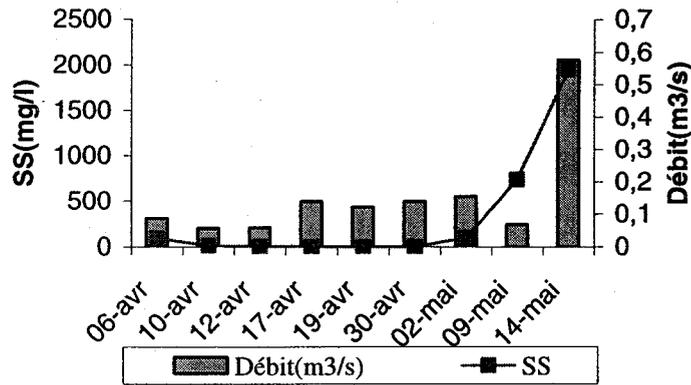
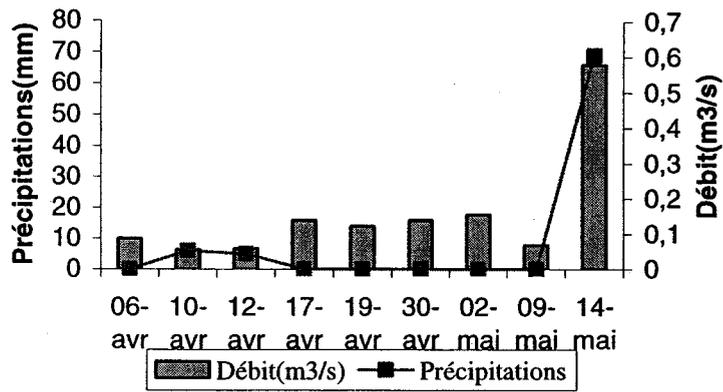


Figure 10. Évolution bipartite (précipitations - débit), (débit - SS)

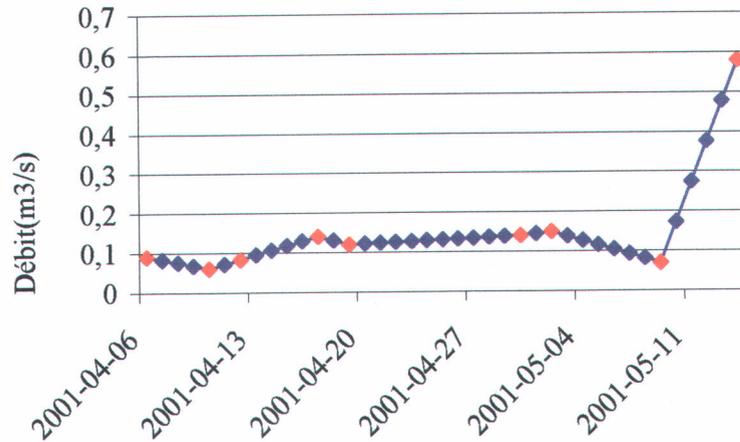


Figure 11. La courbe d'interpolation linéaire du débit

- débits mesurés
- débits interpolés

Une première estimation de la quantité de SS rejetée en rivière peut être produite en faisant une interpolation linéaire des débits mesurés entre le 6 avril et le 14 mai (57% de la période d'étude) (Figure 11). La charge sédimentaire journalière exprimée en g/ jour est obtenue en multipliant le débit journalier par la concentration des SS

Amont : 279,64 tonnes /39 jours

Aval : 83,17 tonnes /39 jours

En allant de la station amont à la station aval, la charge sédimentaire a diminué, ce qui laisse supposer la possibilité de dépôt de SS entre les deux stations. Étant donné que la station aval est la plus proche de la rivière, nous pouvons dire que sur l'ensemble de la zone d'étude et sur **57%** de la durée d'étude, **83,17 tonnes** de SS ont été rejetées dans le ruisseau Malpec. Cependant, étant donné le nombre restreint (**9**) des mesures ponctuelles du débit ainsi que le nombre de stations étudiées (**2**), nous pouvons dire que les estimations sont approximatives.

6.0 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Cette étude trace le portrait de l'évolution temporelle (mars-juin) et spatiale (amont-aval) de la concentration des solides en suspension du ruisseau Malpec, qui se jette dans un affluent de la rivière Richibouctou. L'évolution de la qualité de l'eau en termes de solides en suspension a été étudiée sur une période de 70 jours allant du 28 mars 2001 au 5 juin 2002.

L'analyse de la qualité de l'eau montre d'une manière générale des dépassements de 25 mg l^{-1} de $63,23\%$ aussi bien pour la station amont que pour la station aval. Au cours de la période d'étude, trois séquences de temps ont été mises en évidence :

S1 : durant laquelle la concentration en SS reste généralement stable par rapport au débit .

S2 : une augmentation brutale des SS a marqué le 14^e jour du mois de mai, cette augmentation est supposée être une fonction de puissance du débit et de précipitations dites « productives ». La valeur maximale atteinte du débit est de $0,57 \text{ m}^3/\text{s}$. Cette valeur reste inférieure à la crue de période de retour de 2 ans ($7,98 \text{ m}^3/\text{s}$), ce qui semble indiquer que les grandes concentrations observées sont dues essentiellement soit au dysfonctionnement des bassins, ou à une surcharge par les rejets du réseau de drainage de la tourbière exploitée.

S3 : La détérioration de la qualité des eaux de la station amont au-delà du 14 mai pourrait être associée à certaines opérations d'entretien sur la tourbière exploitée telle que l'excavation des bassins de rétention qui se fait annuellement entre la mi-mai et la mi-juin. Une vérification avec les opérateurs est nécessaire.

Une première estimation de la charge sédimentaire montre qu'il est possible qu'au moins 83,2 tonnes soient passées dans le ruisseau Malpec durant la période entre le 6 avril et le 14 mai 2001.

Les mesures prises en 2001 ne concernent que les concentrations de SS. Il est aussi possible qu'une proportion importante de solides soit charriée le long du lit des canaux de drainage et du cours d'eau, vers une zone de faible hydraulicité. Les futures campagnes de mesures des concentrations de SS devraient donc être complétées par des mesures du taux de sédimentation

(mesurées par des trappes à sédiments) à des endroits stratégiques. De plus, il est important de mieux situer ces mesures en fonction des processus complexes qui régissent l'hydrologie des cours d'eau drainant des tourbières exploitées (Okane, 1992). Nos résultats démontrent que des différences importantes de concentrations de *SS* peuvent se produire pour des faibles variations de débit. La capacité de stockage de l'eau dans la tourbe, de même que les modifications des paramètres hydrauliques en fonction du contenu en eau peuvent modifier la capacité de mobilisation des particules (Schlotzhauer, 1999). Les travaux futurs devront tenir compte de cette question.

RÉFÉRENCES

- Ashmore, P., F.M. Conly, D. deBoer, Y. Martin., E. Petticrew and A. Roy (2000). Recent (1995-1998) Canadian research on contemporary processes of river erosion and sedimentation, and river mechanics. *Hydrological Processes* 14(9) : 1687-1706.
- Asselman, N.E.M. (1999). Suspended sediment dynamics in a large basin : the River Rhine. *Hydrological. Processes* 13 : 1437-1450.
- Conover, W. J. (1980). Practical Nonparametric Statistics (Second edition) New York, Wiley.
- Courtenay, S., A. Boghen, A. St-Hilaire, B. Jones, C. Surette, C. Ouellette, E. Tremblay, G. Barlow, G. Brun, H. Rosenthal, H. Edel, M. Robinson, T. Benfey and V. Mallet (2000). The need for science in the coastal zone. A case study: The Richibucto Environment and Resource Enhancement Project. Pp. 107-114. In: J.D. Pringle, C.A. Wright and M.W. Dunn (Editors). 2000. *Coastal Zone Canada '98, Coastal Challenges: Sharing our experiences - building our knowledge*. Coastal Zone Canada British Columbia Association, Victoria, British Columbia Canada, 212 pp.
- Crawford, C.G. (1991). Estimation of suspended –sediment rating curves and mean suspended – sediment loads. *Journal of Hydrology* 129 : 331-348.
- Chen, C. (1975). Design of sediment retention basins. Proc. Nat. Symp. On urban hydrl. and sedim. Control, University of Kentuky, Lexington, July 28-31; 285-298.
- Clark, E.H., J. A. Haverkamp and W. Chapman (1985). Eroding Soils.The Off-Farm Impacts. The conservation Foundation, Washingtgon D.C., 252pp.
- D&A Instrument (1991). Instruction manual, OBS1 & 3., 3 (91): 41pp.
- Droppo, I.G., D.E. Walling and E.D. Ongley (1998). Suspended sediment structure : implications for sediment and contaminant transport modelling. *International Association of Hydrological Sciences Publication*, 249: 437-444.

- Haan, C.T., B.J. Barfield and J.C. Hayes (1994). Design Hydrology and sedimentology for small catchments. *Academic Press, New York*.
- Henley, W.F., M. A Patterson, R. J. Neves and A. D. Lemly (2000). Effects of Sedimentation and Turbidity on Lotic Food Webs : A Concise Review for Natural Ressources Managers. *Reviews in fisheries Science.*, 8 :125-139.
- Kirk, J. T. O. (1985). Effects of Suspensoids (Turbidity) on penetration of solar Radiation in Aquatique Ecosystems. *Hydrobiologia* 125 : 195-208.
- Ministère des Ressources naturelles et de l'Énergie, division des ressources minières et de l'énergie (2002). Information sur l'industrie de la tourbe 2001 du Nouveau Brunswick, mars, 4pp.
- Montréal Engineering Company (1969). Maritime provinces water resources study. Stage 1., vol.3, Book 3, 365pp.
- O'Kane, J.P. (1992). The hydrology of milled peat production. Chapter 3 in *Advances in theoretical hydrology, A tribute to James Dooge*. J.P. O'Kane (Editor), Elsevier, U.K. : 27-45.
- Ouellette, C. (2002). Effet des particules de tourbe sur un environnement estuarien utilisant la crevette de sable (*Crangon septemspinosa*) comme bioindicateur. Thèse de maîtrise, Université de Moncton, 170pp.
- St-Hilaire, A., D. Caissie, R.A. Cunjak and G. Bourgeois (1997). Spatial and temporal characterisation of suspended sediment and substrate composition in Catamaran Brook, New Brunswick. *Canadian Technical Report on Fisheries and Aquatique Science* 2165, 31pp.
- St-Hilaire, A., S.C. Courtenay, A.D. Boghen, B. Bobée and V. Koutitonsky (2001). Development of toolbox for assessment of aquatic habitat impacted by peat harvesting. *INRS-Eau*, rapport de recherché R-587, 27pp.
- Schlotzhauer, S. and J.S. Price (1999). Soil water flow dynamics in a managed cutover peat field, Quebec : Field and laboratory investigations. *Water Resources Research*, 35(12) : 3675-3683.
- Souslby, C., A.F. Youngson, H.J. Moiri and A. Malcom (2001). Fine sediment influence on salmonid spawning habitat in a lowland agricultural stream : a preliminary assessment. *The Science of the Total Environement* 265(1-3) : 295-307.

- Stone, M. and I.G. Droppo (1996). Distribution of lead, copper and zinc in size –fractionated river bed sediments in two agricultural catchments of southern Ontario, Canada. *Environmental Pollution*, 93 : 353-362.
- Surette, C., G. Brun and V.N. Mallet (2002). Impact of a commercial peat moss operation on water quality and biota in a small tributary of the Richibucto River, Kent County, New Brunswick, Canada. *Archives in Environmental and Contaminant toxicology* 42 : 423-430.
- Université de Moncton, Centre de Recherche en Sciences de l'Environnement (1999). Mill Creek Peat Moss Survey Project.
- Walling, D.E. (1974). Suspended sediment and solute yields from a small catchment prior to urbanization. In : Fluvial processes in instrumented Watersheds, Institute of British geographers, Special publication. K.J. Gregory and D.E.Walling (Editors) 6 :169-192.
- Wetzel, R.G. (1983). Limnology second edition. *Saunders College Publishing*, 233pp.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier Malpec Peat Moss inc. qui a collaboré à cette étude, de même que les ministères des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick et de Pêches et Océans du Canada pour leur collaboration. Les travaux sur le terrain ont été en grande partie réalisés par Christina Calder et Dave Robertson que nous remercions sincèrement.

Ce travail a été financé en partie par l'entente de coopération Québec - Nouveau-Brunswick sur l'enseignement supérieur et la recherche.