

LE DRAINAGE DES TOURBIÈRES : impacts et techniques de remouillage

Josée Landry et Line Rochefort



Le drainage des tourbières : impacts et techniques de remouillage

Rédigé par Josée Landry et Line Rochefort
Groupe de recherche en écologie des tourbières

Département de phytologie
Université Laval, Québec
G1V 0A6

Présenté au Ministère du Développement durable,
de l'Environnement et des Parcs du Québec

Ce document devrait être cité comme suit :

Landry, J. et L. Rochefort. 2011.
Le drainage des tourbières : impacts et techniques de remouillage,
Groupe de recherche en écologie des tourbières, Université Laval, Québec. 53p.

Ce document est disponible en pdf :
www.gret-perg.ulaval.ca

Juin 2011

Table des matières

PRÉFACE	1
RAPPEL DE L'IMPORTANCE DES TOURBIÈRES	2
RAPPEL SUR LES PRINCIPAUX TYPES DE TOURBIÈRES AU QUÉBEC	3
RAPPEL DE LA NATURE DIPLOTHELMIQUE DES TOURBIÈRES	4
POURQUOI LES TOURBIÈRES SONT-ELLES DRAINÉES?	5
LES IMPACTS DU DRAINAGE SUR :	7
le contenu en eau	8
le temps de rétention de l'eau	9
la structure du dépôt de tourbe	10
la température du dépôt de tourbe	11
les taux de décomposition	11
les émissions de CH ₄ et de CO ₂	11
le carbone organique dissous	12
le stock de carbone d'une tourbière	13
la physicochimie de la tourbe	14
la composition chimique de l'eau	15
l'émission d'un autre gaz à effet de serre : le N ₂ O	17
la biodiversité floristique	17
la biodiversité faunique	20
LES IMPACTS DU REMOUILAGE	23
MESURES DE REMÉDIATION	27
Préparation du chantier et remise en état	28
Coupe d'arbres	29
Le comblement	30
Comblement d'un canal à l'aide de tourbe	30
Comblement d'un canal à l'aide de sciure de bois	30
Les barrages	31
Espacement des barrages	31
Lutte contre l'érosion	31

Table des matières (suite)

Barrages : blocage des canaux de petite dimension	33
Barrage en panneau de bois	33
Barrage en panneau de métal, de plexiglas ou de plastique ondulé	33
Barrage avec panneaux doubles	34
Barrage de tourbe	34
Barrage avec balles de paille ou de branches d'éricacées	34
Barrage en rondins de bois	35
Barrages : blocage des canaux de moyenne et de grande dimension	36
Barrage en palissade de bois	36
Palissade de bois double avec comblement	37
Barrage en emboîtement de plastique rigide («plastic piling»)	38
Gabion de pierres	38
Barrage par empilement de pierres avec murs	38
Dispositif de régulation de l'eau	38
Caisson de régulation en bois	38
Construction de contrôle de l'eau en ciment	39
Prélèvement de matériel pour comblement et solidification	39
Recommandations pratiques applicables à toutes les techniques	40
CONCLUSION	42
REMERCIEMENTS	43
BIBLIOGRAPHIE	44

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Tourbière ombrotrophe (Miscou, Nouveau-Brunswick)	3
Figure 2	Tourbière minérotrophe	3
Figure 3	Exemple d'un canal de drainage dans une tourbière	5
Figure 4	La hauteur de la nappe phréatique dans une partie de tourbière naturelle, une partie de tourbière drainée et une partie de tourbière où les canaux de drainages ont été bloqués	8
Figure 5	Horizon de surface d'une tourbière drainée en comparaison avec celui d'une tourbière non drainée	10
Figure 6	Échantillons d'eau de coloration différente selon la concentration en carbone organique dissous (COD)	13
Figure 7	Dépôt de tourbe en tourbière ombrotrophe	14
Figure 8	Soulèvement gélival de la tourbe dénudée de végétation causé par la formation de cristaux de glace	16

Figure 9	<i>Sphagnum papillosum</i> , espèce typique des tourbières humides	18
Figure 10	Photo aérienne montrant l'influence d'un canal de drainage sur la prolifération d'arbres à la tourbière de la Grande plée Bleue	19
Figure 11	<i>Vaccinium vitis-idaea</i> et <i>Vaccinium oxycoccos</i> , petits fruits typiques des tourbières	19
Figure 12	Fourmis dans une tourbière ombrotrophe du Nouveau-Brunswick	20
Figure 13	Paruline à couronne rousse, espèce d'oiseau inféodée aux tourbières dans le sud du Canada	21
Figure 14	Grenouille verte sensible aux impacts du drainage en tourbière	21
Figure 15	<i>Eriophorum vaginatum</i> , plante vasculaire typique de tourbière à sphaignes	23
Figure 16	Coupe transversale d'un canal	28
Figure 17	Chemin en rondins de bois et en branches pour le passage de la machinerie	29
Figure 18	Bouleaux coupés à hauteur de poitrine	29
Figure 19	Schéma de l'espacement optimal entre les barrages pour éviter l'érosion	31
Figure 20	Encoches multiples recommandées versus encoche simple	32
Figure 21	Installation d'un filet de stabilisation à la tourbière de la Grande plée Bleue	32
Figure 22	Installation d'un panneau de bois recouvert de géotextile	33
Figure 23	Barrage de tourbe en cours de construction	34
Figure 24	Balles de paille	35
Figure 25	Barrage en rondins de bois – approche déconseillée	35
Figure 26	Essai de la technique de palissade verticale par enfoncement individuel	36
Figure 27	Palissade en planches de bois	36
Figure 28	Schéma d'une palissade verticale avec renforcement horizontal	36
Figure 29	Palissade verticale construite à partir du centre et abaissée au milieu pour contrer la pression de l'eau et permettre son passage	37
Figure 30	Plan de construction d'une palissade de bois double	37
Figure 31	Structures en U pour stabiliser les travers	37
Figure 32	Gabion de pierres	38
Figure 33	Caisson de régulation avec contrôle par le haut et avec contrôle par le bas	39
Figure 34	Formation d'une mare permettant le prélèvement de matériel de tourbe	39
Figure 35	Installation d'un géotextile à la base d'un futur barrage	40
Figure 36	Arbre d'aide à la décision pour le blocage d'un canal de drainage en tourbière	42

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Distance d'impact du drainage sur l'acrotelme et le catotelme en tourbière drainée	7
-----------	--	---



PRÉFACE

Le but de cette revue de la littérature est de fournir un outil permettant de bien comprendre les impacts du drainage dans les tourbières et les techniques permettant de contrer ces effets. La littérature au sujet du drainage dans les tourbières est aussi vaste que le phénomène l'est au niveau mondial. Dans ce document, vous trouverez un condensé des renseignements disponibles au sujet du drainage. Plus de 166 ouvrages scientifiques ont été consultés pour compléter cette revue. La lecture des ouvrages eux-mêmes pour un supplément d'information est fortement encouragée, particulièrement pour les détails techniques au sujet de la construction des barrages.

Un effort particulier a été fait lors de cette revue de littérature pour circonscrire les impacts directement issus du drainage et du remouillage. Plusieurs autres interventions humaines peuvent avoir des impacts sur les tourbières, par exemple l'ajout

de fertilisants, l'agriculture, la restauration après récolte de la tourbe, etc. Les résultats présentés dans ce document reflètent donc les impacts directs et indirects du drainage.

Puisque chaque tourbière est unique en raison de sa position géographique, sa composition, son hydrologie, sa topographie, son âge, le type et le degré de perturbations qu'elle a subies (par exemple, récolte de la tourbe), les répercussions du drainage diffèrent d'une tourbière à l'autre. Toutefois, le drainage entraîne des conséquences dans chacune des tourbières touchées par ce phénomène. Au Québec, spécialement dans le sud de la province, où les tourbières naturelles se font de plus en plus rares, il est essentiel de mesurer l'importance de nos actions sur ces milieux utiles en biens et services écologiques pour un meilleur support de vie, incluant l'humain.

RAPPEL DE L'IMPORTANCE DES TOURBIÈRES

Les tourbières ont de multiples fonctions écosystémiques qui sont de plus en plus mises en valeur à l'échelle mondiale, d'où l'intérêt grandissant de leur conservation et de leur restauration. Dans le monde, on compte en superficie environ 4 millions de km² de tourbières. Le Canada, à lui seul, détient 28 % de ces tourbières (Lappalainen, 1996). Les tourbières sont impliquées dans plusieurs cycles biogéochimiques, notamment celui du carbone, qui a une importance dans la régulation du climat à l'échelle planétaire. Elles sont également reconnues pour leur remarquable aptitude à filtrer l'eau lorsqu'elles sont localisées aux basses altitudes des bassins versants et peuvent constituer des sources d'eau douce importantes dans certaines localisations géomorphologiques (Joosten et Clarke, 2002). De plus, les tourbières offrent un habitat unique pour diverses espèces de faune et de flore qui ont su s'adapter aux conditions particulières de ces milieux réducteurs et souvent

acides. Elles contribuent donc à augmenter la biodiversité régionale, comme démontré par Calmé et al. (2002) pour la faune aviaire.

Dans les tourbières, puisque la production végétale est supérieure au rythme auquel la matière organique se décompose, il y a accumulation de carbone sous forme de tourbe. C'est pourquoi on qualifie ces milieux de puits de carbone. La faible décomposition résulte d'une combinaison d'effets : l'acidification du milieu par la sphaigne, la limitation de la diffusion de l'oxygène dans une partie du profil de tourbe (Clymo, 1992), ainsi que des températures basses pour une activité microbienne minimale dans les couches enfouies de sol organique (Chapman et Thurlow, 1998). Dans leurs sols, les tourbières emmagasinent plus du tiers du carbone de la planète (Gorham, 1991).

RAPPEL SUR LES PRINCIPAUX TYPES DE TOURBIÈRES AU QUÉBEC

Deux principaux types de tourbières dominent le Québec méridional. Les tourbières ombrotrophes, aussi appelées bogs, sont des tourbières acides dominées par la sphaigne. Puisque typiquement ces tourbières sont surélevées par rapport au paysage, leur seul apport en nutriments provient des précipitations et des dépositions atmosphériques. C'est pourquoi ces tourbières sont pauvres en éléments minéraux et nutritifs (Payette, 2001; Figure 1).

Les tourbières minérotrophes, aussi appelées fens, sont localisées dans les parties basses des réseaux hydrologiques et reçoivent, en plus des précipitations atmosphériques, un enrichissement par l'écoulement des eaux en provenance des terres avoisinantes. Elles sont souvent plus riches en minéraux (Ca, Mg, Na, K) et ont un pH plus près de la neutralité comparativement aux bogs. Elles sont principalement dominées par les mousses brunes et les graminées (Payette, 2001; Figure 2).



Figure 1. Tourbière ombrotrophe (Miscou, Nouveau-Brunswick)

PHOTO : Josée Landry



Figure 2. Tourbière minérotrophe.

PHOTO : Vicky Bérubé

RAPPEL DE LA NATURE DIPLOTHELMIQUE DES TOURBIÈRES

Par définition, lorsqu'une tourbière possède deux couches de sol distinctes, elle est qualifiée de tourbière diplothelmique. La nappe phréatique est l'élément qui permet de délimiter ces deux couches appelées l'acrotelme et le catotelme (Ingram, 1978).

L'acrotelme, la couche supérieure dite active, est l'endroit où la nappe d'eau fluctue et où la végétation vivante ou récemment morte est aérée. Cette couche est normalement d'une épaisseur de 5 à 50 cm (Price et al., 2003). C'est l'endroit où les processus de productivité et de décomposition sont les plus actifs avec une grande activité des populations microbiennes. Cette couche est poreuse et contient une très forte teneur en matière organique peu décomposée. La porosité de cette couche permet une capacité de stockage de l'eau impressionnante. Une production végétale active aide au maintien de la nappe phréatique près de la surface et en limite les fluctuations (Price, 1996), phénomène facilement observable en comparant une tourbière récoltée pour la tourbe sans couvert de végétation et une tourbière non perturbée. Dans cette couche, la conductivité hydraulique, paramètre qui régit le mouvement de l'eau, est plus élevée (de l'ordre 1 à 2,5 cm/s) que dans le catotelme (souvent de 10^{-5} à 10^{-4} cm/s). Règle générale, moins la tourbe est décomposée, plus les pores dans la tourbe sont gros, plus la conductivité hydraulique est élevée, donc plus les mouvements de l'eau sont actifs (Boelter, 1965).

La notion d'acrotelme a été développée pour les tourbières dominées par les sphaignes (bogs et fens pauvres) : la différenciation des couches diplothelmiques serait moins apparente chez les fens, surtout ceux dominés par des plantes graminoides. En effet, à cause de la sénescence des plantes graminoides et de l'abattement de cette litière à chaque saison en couches

stratifiées, la surface tourbeuse des fens permet à la tourbière de se gonfler lorsque l'eau abonde et de rétrécir lorsque l'eau est limitée. Cette capacité d'adaptation permet de maintenir une nappe phréatique relativement stable et près de la surface (Ingram, 1983).

Sous l'acrotelme se situe le catotelme, une couche avec un bilan d'activité microbienne beaucoup plus bas. On y trouve tout de même les bactéries méthanogènes qui produisent du méthane dans les endroits particulièrement humides. C'est dans cette couche que la tourbe s'accumule (à des taux variant de 0,5 mm à 1 mm par année), tout en continuant à se décomposer à un taux très faible. Cette strate est constamment en condition anaérobie et contient des couches de tourbe plus anciennes, donc plus compactées et plus décomposées (Rydin et Jeglum, 2006). Puisque la conductivité hydraulique est plus basse dans le catotelme (Boelter, 1965), les mouvements de l'eau y sont beaucoup plus limités que dans l'acrotelme.

La nature diplothelmique des tourbières est l'élément clé qui régule la capacité de rétention de l'eau et les mouvements de l'eau à l'intérieur de ces milieux. Cette appellation s'applique exclusivement aux tourbières naturelles, puisque lors d'interventions humaines, par exemple le drainage, l'acrotelme est perdu. La tourbière perturbée à une seule couche (constituée seulement du catotelme) devient alors une tourbière haplothelmique (Ingram, 1978). Tout changement dans l'équilibre de l'acrotelme et du catotelme perturbe inévitablement les fonctions hydrologiques des tourbières, avec des conséquences pour la flore et la faune colonisant la surface (Cagampan et Waddington, 2008).

POURQUOI LES TOURBIÈRES SONT-ELLES DRAINÉES?

Le drainage des tourbières est pratiqué pour plusieurs raisons : stabiliser le sol pour des constructions immobilières ou de routes, augmenter la productivité du sol pour l'agriculture ou la foresterie (s'affranchir de l'anoxie) ou pour accroître la capacité de support aux passages de machinerie lourde pour des activités industrielles (extraction de pétrole, tourbe). La Figure 3 présente un exemple de canal de drainage en tourbière.

Les développements urbains et industriels figurent parmi les plus grands responsables du drainage des tourbières. Au Canada, on estime que de 80 à 98 % des milieux humides situés dans et autour des grands centres urbains ont été perdus. Dans un rayon de 40 km des centres urbains, il reste moins de 0,2 % de milieux humides (Les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux du Canada, 2010).

Le Canada est un chef de file mondial dans le domaine de la production de tourbe horticole (Daigle et Gautreau-Daigle, 2001). À ce jour, au Canada, les superficies ayant été drainées pour la récolte de la tourbe se chiffrent autour de 24 000 ha (Environnement Canada, 2010). Au Québec, on estime à 6 000 ha la superficie de tourbières drainées pour la récolte de tourbe horticole. Pour les pratiques forestières, la superficie drainée au Québec est estimée à 70 000 ha. Le drainage peut également avoir comme but de transformer ces milieux humides en terres cultivables pour l'agriculture. Au Québec, l'utilisation des tourbières pour l'agriculture se chiffre aux environs de 11 000 ha (Poulin et al., 2004).



PHOTO : Gabriel Calisse

Figure 3. Exemple d'un canal de drainage dans une tourbière.



LES IMPACTS DU DRAINAGE

LA DISTANCE D'INFLUENCE D'UN SYSTÈME DE DRAINAGE EN TOURBIÈRE

L'efficacité d'un système de drainage est fonction de la pente de la tourbière (Stewart et Lance, 1991), de l'âge des canaux de drainage, de leur emplacement, leur direction, leur profondeur (Braekke, 1983), leur nombre et la distance entre eux (Ahti, 1980; Belleau et al., 1992; Holden et al., 2004). La structure du sol et la conductivité hydraulique de la tourbe qui gouvernent les mouvements horizontaux et verticaux de l'eau sont aussi des éléments importants (Boelter, 1972; Armstrong, 2000). La distance sur laquelle agit le drainage est donc difficile à définir, puisqu'elle varie largement d'un site à l'autre. Règle générale, le rabattement de la nappe phréatique (Rothwell et al., 1996) et l'augmentation de l'écoulement (c.-à-d. perte d'eau; Ahti, 1980) d'une tourbière drainée sont inversement proportionnels à l'espacement entre les canaux. L'influence que peut avoir un système de drainage sera également fonction du type d'impact anticipé. La distance d'influence sera généralement plus grande sur la végétation et la couche supérieure de tourbe (acrotelme) que sur la couche sous-jacente (le catotelme) où sera noté un abaissement de la nappe phréatique.

LA DISTANCE D'INFLUENCE D'UN SYSTÈME DE DRAINAGE SUR L'ACROTELME

Selon la composition et la structure de la tourbe, la distance à laquelle un canal de drainage peut avoir de l'influence sur l'acrotelme peut être élevée. Dans l'étude de Belleau et al. (1992), la fréquence à laquelle la nappe phréatique se trouvait sous la zone racinaire (20 cm) était de 100 % à 10 m du canal, de 70 % à 20 m du canal et de 40 % à 30 m du canal comparativement à 23 % du temps dans la portion de tourbière non drainée. L'étude de Poulin et al. (1999) a montré qu'un canal de drainage peut avoir un impact sur la végétation jusqu'à une distance de plus de 60 m dans les tourbières du Québec et du Nouveau-Brunswick. Dans une tourbière reposant sur un horizon sableux, les impacts du drainage se sont manifestés jusqu'à 150-200 m du canal de drainage (Trettin et al., 1991).

LA DISTANCE D'INFLUENCE D'UN SYSTÈME DE DRAINAGE SUR LE CATOTELME

L'influence sur le catotelme est également variable selon la tourbière et les caractéristiques des canaux de drainage. Boelter (1972) a noté l'effet de canaux de drainage dans deux tourbières du Minnesota. Un canal de drainage d'une profondeur de 2 m et d'une largeur de 2,5 m, dans une tourbière ayant un

épais profil de tourbe peu décomposé, influençait la hauteur de la nappe phréatique sur plus de 50 m de part et d'autre du canal. Tandis qu'un canal de drainage de 1,5 m de profondeur et de 2 m de largeur, dans une tourbière où la tourbe était plus décomposée, plus compactée avec une conductivité hydraulique plus faible, influençait la nappe phréatique sur une distance de seulement 5 m.

Prévost et al. (1997) ont montré que le drainage dans une tourbière forestière près de Rivière-du-Loup avait abaissé la nappe phréatique sur une distance de 15 m. Dans une autre tourbière forestière du Québec, cette fois dans le comté de Lotbinière, même à plus de 30 m des canaux de drainage, Belleau et al. (1992) ont noté une diminution de la nappe phréatique. À cette distance, la nappe phréatique était plus profonde sous la surface d'en moyenne 22 cm par rapport à une tourbière non drainée. Roy et al. (2000) ont noté une diminution de la nappe phréatique à plus de 60 m de distance d'un canal de drainage dans une tourbière forestière du Québec.

Tel que démontré, les distances d'influence des canaux de drainage en tourbière varient beaucoup. Pour avoir une vue d'ensemble, le tableau 1 résume les distances d'influence sur l'acrotelme et le catotelme et la littérature qui s'y rattache.

Tableau 1 Distance d'impact du drainage sur l'acrotelme et le catotelme en tourbière drainée.

Effet sur l'acrotelme	Effet sur le catotelme	Références
	10 m	Van der Schaaf (1999)
	15 m	Prévost et al. (1997)
	25 m	Landry et Marcoux (2011)
	5 à 50 m	Boelter (1972)
	60 m	Roy et al. (2000)
	40 m	Marcotte et al. (2008)
30 à 50 m		Rothwell et al. (1996)
30 m		Belleau et al. (1992)
60 m		Poulin et al. (1999)
110 à 135 m		St-Arnaud et al. (2009)
150 à 200 m		Trettin et al. (1991)

IMPACT DU DRAINAGE SUR LE CONTENU EN EAU

Bien que le drainage affecte les tourbières à des distances différentes, un des premiers impacts observables est la baisse du niveau de la nappe phréatique à la suite de la rupture de la structure diplothemique de la tourbière (Braekke, 1983; Lieffers et Rothwell, 1987; Stewart et Lance, 1991; Roulet et Moore, 1995; Rothwell et al., 1996; Silins et Rothwell, 1999; Van Seters et Price, 2002; Price 2003; Holden et al., 2006). Les fluctuations de la nappe phréatique sont également plus importantes (Van Seters et Price, 2002; Holden et al., 2006). Plus le drainage est vieux, plus la position de la nappe phréatique fluctue (Strack et al., 2008). Donc, en période de sécheresse, la nappe phréatique descend plus bas dans le profil de tourbe et en période de pluie, la nappe phréatique remonte plus rapidement. Dans une tourbière drainée du Bas-Saint-Laurent, les fluctuations de la nappe phréatique étaient 67 % plus variables qu'en tourbière naturelle (Van Seters et Price, 2002). La Figure 4, tirée de Price et al. (2003), illustre les variations de la hauteur et les fluctuations de la nappe phréatique dans une partie naturelle, drainée et remouillée d'une grande tourbière près du lac Saint-Jean.

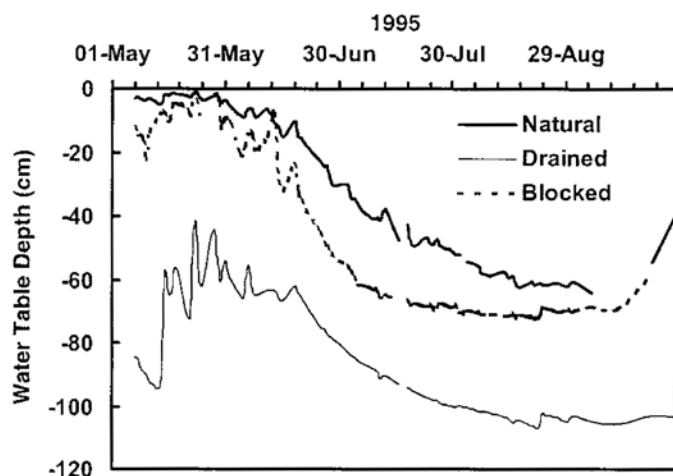


Figure 4. La hauteur de la nappe phréatique dans une partie de tourbière naturelle (ligne épaisse), une partie de tourbière drainée (ligne mince) et une partie de tourbière où les canaux de drainages ont été bloqués (ligne pointillée). Tourbière située près du lac Saint-Jean (Québec). Graphique tiré de Price et al. (2003).

L'abaissement de la nappe phréatique et une série d'autres mécanismes liés au drainage entraînent des pertes d'eau considérables. Dans la couche supérieure de tourbe (dix

premiers centimètres), la teneur en eau peut diminuer de 20 à 29 % dans une tourbière drainée en fonction de la distance du canal de drainage (Prévost et al., 1997). Par exemple, à 10 m du canal de drainage, la teneur en eau dans la couche supérieure de tourbe peut passer de 73 % avant le drainage à 44 % après le drainage.

Dans les tourbières drainées, les conditions plus sèches dans la couche supérieure de tourbe changent la structure hydraulique, entre autres par une diminution de la grosseur des pores. Ces changements peuvent favoriser un mouvement capillaire de l'eau située plus en profondeur vers la surface (Hobbs, 1986; Price et Whitehead, 2001), ce qui entraîne une perte d'eau substantielle en tourbière drainée par évaporation. Ces conditions plus sèches favorisent la prolifération d'arbres, ce qui accentue l'assèchement de la tourbière avec le temps (Van Seters et Price, 2001; Hökkä et al., 2008; Fay et Lavoie, 2009). La colonisation des tourbières drainées par les arbres peut augmenter les pertes par évapotranspiration par plus de 25 % et l'interception de l'eau pluie peut être aussi élevée que 32 % (Van Seters et Price, 2001).

La circulation de l'eau à l'intérieur d'une tourbière drainée est profondément modifiée, ce qui influence sa capacité de rétention en eau et la quantité d'eau qui en sort. Annuellement, la quantité d'eau qui s'échappe d'une tourbière drainée est nettement supérieure à la quantité d'eau qui s'échappe d'une tourbière intacte (Paavilainen et Päävänänen, 1995; Holden et al., 2006). Après un épisode de pluie, les tourbières drainées continuent à évacuer de l'eau à faible débit pendant une plus grande période que les tourbières non drainées, à cause du rabattement de la nappe phréatique en profondeur (Burke, 1975). Dans les tourbières drainées, une grande partie de l'eau évacuée provient de l'eau souterraine. Tandis que dans les tourbières naturelles, l'eau sortante est majoritairement constituée d'eau de surface (David et Ledger, 1988; Holden et al., 2006).

Il peut parfois y avoir une période de latence de plusieurs années entre le moment de l'initiation du drainage, qui exporte d'un coup une grande quantité d'eau et l'augmentation annuelle de l'écoulement par unité de surface (Holden et al., 2006). Donc, ce n'est pas parce qu'on ne voit aucun changement dans la dynamique de l'écoulement des cours d'eau récepteurs dans les premières années de drainage que les répercussions ne sont pas en préparation.

IMPACT DU DRAINAGE SUR LE TEMPS DE RÉTENTION DE L'EAU

Dans certains pays, une des répercussions voulues du drainage de tourbières est la diminution des inondations des terres avoisinantes. En effet, la Finlande, les Pays-Bas, l'Irlande et le Royaume-Uni sont parmi les pays où les tourbières sont les plus fortement drainées. Traditionnellement, ces tourbières étaient drainées pour l'agriculture, la foresterie et l'énergie, mais également dans le but de prévenir les inondations en périphérie (Holden et al., 2004). L'hydrologie des tourbières drainées est complexe et une partie de la littérature est assez contradictoire, selon le champ d'intérêt des auteurs (Holden et al., 2004).

Les tourbières naturelles peuvent retenir une grande quantité d'eau à la suite d'une averse de pluie, à condition de ne pas être déjà saturées en eau. Lorsqu'une tourbière est saturée en eau, l'excédent s'écoule en surface et sort de la tourbière (Holden et Burt, 2003). Le temps de rétention de l'eau provenant d'un épisode de pluie avant un débordement en surface est fonction de la saturation de la tourbière, du type de tourbière, de sa végétation de surface et de sa topographie (Holden et Burt, 2003; Holden et al., 2004). En général, l'écoulement en surface d'une tourbière déjà saturée après une averse de pluie est rapide. Toutefois lors des périodes sans pluie, le débit de base, c'est-à-dire l'apport de l'eau souterraine aux cours d'eau récepteurs, est minimal (Price, 1992; Holden et Burt, 2003).

On s'attend généralement à ce que l'excavation de canaux de drainage réduise l'écoulement de l'eau de surface dans les tourbières (Holden et al., 2004). Dans une tourbière drainée, une plus grande partie du profil est, la majeure partie du temps, non saturée en eau à cause des canaux de drainage qui abaissent la nappe phréatique. Dans certains cas, cette partie du profil, qui a donc une plus grande capacité de rétention en eau (Price, 2001), peut aider à diminuer momentanément les débordements en surface lors d'une averse.

Bien qu'une partie du profil de tourbe puisse retenir l'eau assez efficacement, une certaine quantité de l'eau entrant dans une tourbière drainée est acheminée directement dans les canaux de drainage (David et Ledger, 1988). Cette eau n'est donc pas retenue à l'intérieur de la tourbière et s'écoule à l'extérieur de celle-ci. L'eau peut donc sortir d'une tourbière drainée très brusquement selon sa saturation en eau ainsi que selon l'efficacité et la densité des canaux de drainage (David et Ledger, 1988; Holden et al., 2006).

À long terme, le drainage change considérablement la structure du sol et peut même entraîner la formation de réseaux de canalisation souterraine. Ces réseaux peuvent exister en tourbière naturelle, mais gagnent en dimension et en densité après une période de drainage importante. L'eau circule en plus grande quantité dans les canalisations souterraines et dans les macropores altérés d'une tourbière drainée par rapport à une tourbière naturelle (Holden et al., 2006). Dans certains cas, surtout lorsque le site est drainé pendant une très longue période, les changements structuraux causés par la dessiccation de la tourbe peuvent être irréversibles (Egglesmann et al., 1993).

Selon la technique de drainage utilisée, le type de tourbière, ses propriétés et son emplacement, le drainage d'une tourbière peut provoquer plus d'inondations ou encore l'inverse. Voici quelques raisons qui peuvent expliquer une diminution des inondations et de l'écoulement des tourbières drainées :

- 1) Diminution de l'écoulement de surface grâce à la plus grande capacité de rétention en eau de la couche supérieure de tourbe (Paavilainen et Päävönen, 1995; Holden et al., 2004).
- 2) Plus grande capacité de stockage de l'eau dans les dépressions résultant de l'affaissement de la tourbière (Holden et al., 2004).
- 3) Augmentation de l'évapotranspiration causée par le changement de la végétation de surface (Van Seters et Price, 2001; Holden et al., 2004; Fay et Lavoie, 2009).
- 4) Augmentation de l'évaporation de l'eau de surface qui s'accumule dans les canaux (Holden et al., 2004).
- 5) Baisse importante de la conductivité hydraulique qui diminue les mouvements horizontaux et verticaux de l'eau (Van Seters et Price, 2002).
- 6) Les coups d'eau dans les tourbières drainées peuvent différer et être atténués selon le paysage qui les entoure. Par exemple, lorsqu'il existe au pied d'un réseau de drainage une zone non saturée en eau qui a le potentiel d'emmagasiner l'eau qui s'écoule des canaux avant d'atteindre les zones à risque, il y a diminution des risques d'inondation (Lane et al., 2003).

Voici quelques raisons qui peuvent expliquer une augmentation des inondations et de l'écoulement des tourbières drainées :

- 1) Augmentation de la canalisation des précipitations directement dans les canaux de drainage et exportation plus directe hors de la tourbière (David et Ledger, 1988; Paavilainen et Päävänä, 1995; Holden et al., 2004).
- 2) L'eau n'est plus retenue dans les dépressions naturelles de la tourbière et est exportée directement dans les canaux (Holden et al., 2004).
- 3) Lors du creusage de vastes réseaux de canaux de drainage, beaucoup de végétation est éliminée, donc l'évapotranspiration à ces endroits diminue (Holden et al., 2004).
- 4) Exposition et déversement de l'eau souterraine qui était auparavant retenue dans un système fermé (Holden et al., 2004).
- 5) Des réseaux de canalisation souterraine et des macropores se sont formés dans la tourbe et favorisent l'exportation en grande quantité de l'eau souterraine à l'extérieur de la tourbière (Holden et al., 2006).
- 6) Lorsque le réseau de drainage est situé au pied d'un milieu saturé en eau et la connectivité hydraulique avec la tourbière drainée est élevée. Conséquemment, l'eau sera exportée par les canaux de drainage très rapidement, jusqu'à deux fois plus rapidement que dans le milieu saturé (Lane et al., 2003).

IMPACT DU DRAINAGE SUR LA STRUCTURE DU DÉPÔT DE TOURBE

L'eau retenue dans les tourbières naturelles équivaut à 90 % de leur poids et à 300 % de leur volume (Hobbs, 1986). Donc plus une tourbière perd de l'eau, plus elle perd de volume. Lorsque l'eau normalement retenue dans les pores de la tourbe est drainée, ces structures s'assèchent et rétrécissent. Il arrive, lorsque la tourbe s'assèche, qu'elle devienne hydrophobe et donc incapable de retrouver sa teneur en humidité initiale (Eggesmann et al., 1993, tel que cité dans Holden et al., 2006).

Puisqu'une plus grande partie du profil de tourbe est maintenue aérée, le taux d'oxydation de la tourbe est beaucoup plus élevé. Il y a donc une perte substantielle du volume de

la tourbe et une augmentation de la compaction. La densité apparente de l'horizon de surface (les premiers 50 cm) peut pratiquement doubler dans un site drainé par rapport à une tourbière naturelle similaire (figure 5). Dans une tourbière du Bas-Saint-Laurent, la densité apparente de l'horizon de surface d'une tourbière drainée était de $0,13 \text{ g cm}^{-3}$ comparativement à une tourbière naturelle à proximité où la densité était de $0,7 \text{ g cm}^{-3}$ (Van Seters et Price, 2002; Figure 5). L'augmentation de la densité de la tourbe entraîne une diminution de la conductivité hydraulique qui peut être jusqu'à trois fois inférieure à celle d'une tourbière naturelle (de $4,1 \times 10^{-5} \text{ cm s}^{-1}$ en tourbière naturelle par rapport à $1,3 \times 10^{-5} \text{ cm s}^{-1}$ en tourbière drainée), limitant grandement les mouvements de l'eau. Une densité plus élevée diminue également la capacité de stockage de l'eau dans la tourbière et réduit sa disponibilité pour les plantes (Price, 1997; Van Seters et Price, 2002).



PHOTO : Steve Henstra

Figure 5. Horizon de surface d'une tourbière drainée en comparaison avec celui d'une tourbière non drainée. Les échantillons sont issus du même secteur d'une tourbière du Bas-Saint-Laurent (Québec).

Dans les couches inférieures de tourbe (catotélme), sous la nappe phréatique, il y a également un phénomène de compaction dans les tourbières drainées. Puisque la couche supérieure de tourbe dans une tourbière drainée est plus dense et que le niveau d'eau n'est plus maintenu près de la surface, cette couche est plus lourde et perd de sa flottabilité. Elle compresse la tourbe plus en profondeur. La compaction d'une grande partie du profil de la tourbière et la perte de volume d'eau contribuent à l'affaissement de la tourbière (Rothwell et al., 1996; Minkinen et Laine, 1998; Price et Schlotzauer, 1999; van der Schaaf, 1999; Price et al., 2003). Price et Schlotzauer (1999) ont estimé l'affaissement d'une tourbière drainée sur une courte période de temps au Lac-Saint-Jean. L'affaissement total de la tourbière était de 6,5 à 10 cm. La majeure partie de l'affaissement était due à une perte de volume causée par la compaction de 3,5 % du dépôt de tourbe sous la nappe phréati-

que, équivalant à un affaissement de 6 cm. Un drainage à long terme peut entraîner un affaissement encore plus important, tel que montré par Van Seters et Price (2002) qui ont noté un affaissement total de 80 cm d'une tourbière drainée depuis 57 ans dans le Bas-Saint-Laurent. L'ampleur de l'affaissement est fortement corrélée à l'épaisseur de la colonne de tourbe avant le drainage (Minkkinen et Laine, 1998). Plus une tourbière a accumulé de tourbe dans sa période prédrainage, plus elle aura tendance à s'affaisser après le drainage.

IMPACT DU DRAINAGE SUR LA TEMPÉRATURE DU DÉPÔT DE TOURBE

Les nombreux changements dans la structure de la tourbe vont perturber la capacité de la tourbe à emmagasiner et à transmettre la chaleur. Dans l'horizon de surface (les premiers 10 cm), près des canaux de drainage, la température maximale saisonnière augmente de 3-4 °C (Liefers et Rothwell, 1987; Prévost et al., 1997). Les racines des plantes vasculaires se réchauffent plus rapidement au printemps dans une zone plus aérée. Contrairement à la température en surface, la température dans la tourbe en profondeur sera plus faible en tourbière drainée (Prévost et al., 1997) qu'en tourbière naturelle. Puisque l'horizon supérieur a une faible conductivité calorifique et un faible pouvoir calorifique, il agit comme un isolant. Les tourbières drainées demeurent donc gelées plus longtemps que les tourbières naturelles (Price, 2001).

IMPACT DU DRAINAGE SUR LES TAUX DE DÉCOMPOSITION

L'augmentation de la température et l'accroissement de l'aération sont des facteurs qui influencent la décomposition de la tourbe en surface (Clymo, 1992; Chapman et Thurlow, 1998). Dans une tourbière naturelle, l'eau est maintenue près de la surface, à l'intérieur de l'acrotelme. Donc, la majeure partie du dépôt de tourbe est submergée en permanence dans le catotelme où les taux de décompositions sont très faibles. Il y a donc accumulation de tourbe (et par conséquent accumulation de carbone), puisque la proportion de biomasse produite est plus élevée que la proportion de biomasse perdue. Dans les tourbières à sphaigne, la tourbe s'accumule en moyenne de 0,5 à 0,6 mm par année (Lappalainen, 1996).

Dans une tourbière drainée, une plus grande partie du profil de tourbe est aérée. La diffusion de l'oxygène dans la couche supérieure d'une tourbière drainée (0 à 40 cm) est de 1,4 à

1,9 fois supérieure à une zone équivalente en tourbière non drainée (Silins et Rothwell, 1999). Ces conditions particulières et les changements dans la végétation qui s'ensuivent entraînent des modifications importantes dans les communautés microbiennes, incluant les bactéries, les champignons et les moisissures (Jaatinen et al., 2007; Andersen et al., 2010). Les nouvelles communautés microbiennes seront plus performantes pour la décomposition de la matière organique dans la partie du profil de tourbe constamment aérée (Prévost et al., 1997; Minkkinen et al., 1999). La décomposition de la matière organique en milieu aérobie est 50 fois plus performante qu'en milieu anaérobie (Clymo, 1983). En effet, le potentiel de décomposition en tourbière est fortement influencé par les propriétés physicochimiques de la tourbe et par la végétation de surface changeante selon le niveau de drainage (Andersen et al., 2010). Ces changements dans les processus de décomposition entraînent des conséquences pour le maintien des fonctions de l'écosystème, puisque les fonctions d'accumulation de carbone sont altérées. Selon Andersen et al. (2006), des conditions hydrologiques stables et du phosphore disponible en quantité suffisante, caractéristiques des tourbières naturelles et restaurées, pourraient améliorer la fixation du carbone et de l'azote, contrairement aux conditions rencontrées dans les tourbières non restaurées (drainées).

IMPACT DU DRAINAGE SUR LES ÉMISSIONS DE CH₄ ET DE CO₂

Dans le cycle du carbone, deux gaz sont très importants : soit le CO₂ (gaz carbonique) et le CH₄ (méthane). La dynamique de ces deux gaz à effet de serre est influencée par plusieurs facteurs. Pour commencer, les propriétés intrinsèques de la tourbière auront une grande influence sur le cycle des éléments : le type de tourbière (ombrotrophe ou minérotrophe; Moore et Dalva, 1993; Martikainen et al., 1995), sa composition végétale (Laiho et Finér, 1996), sa composition microbienne, sa composition chimique et la structure du sol (Nykänen et al., 1998). Le climat agit aussi beaucoup dans l'équilibre de ces gaz (Nykänen et al., 1998). Règle générale, les tourbières naturelles des régions tempérées émettent peu de CH₄ vers l'atmosphère. Au Québec, les tourbières ombrotrophes émettent en moyenne de 1 à 4 g m⁻² année⁻¹ et les tourbières minérotrophes de 1 à 10 g m⁻² année⁻¹ (Moore et Knowles, 1990). En plus des facteurs naturels, les perturbations anthropiques, comme l'intensité du drainage et le nombre de canaux de drainage changent les proportions de CO₂ et de CH₄ émises par les tourbières (Roulet et Moore, 1995; Minkkinen et Laine, 2006). Par exemple, l'augmentation de

la température dans la couche supérieure de tourbe accroît la perte de ces deux gaz (Moore et Dalva, 1993; Nykänen et al., 1998). L'abaissement de la nappe phréatique lors du drainage peut provoquer l'émanation de CO₂ et de CH₄ stockés dans l'eau des pores de la tourbe à cause du plus grand pouvoir de diffusion de ces gaz lorsque les pores sont comblés par l'air (Moore et Dalva, 1993). Après le drainage, les fluctuations de la nappe phréatique plus prononcées influencent ces deux gaz (Moore et Dalva, 1993).

La synthèse de plusieurs études pointe dans la même direction, à savoir que généralement dans une tourbière drainée, les émissions de CO₂ augmentent (Moore et Dalva, 1993; Silvola et al., 1996) et les émissions de CH₄ déclinent (Glenn et al., 1993; Moore et Dalva, 1993; Martikainen et al., 1995; Nykänen et al., 1998). Le drainage a pour effet de réduire l'épaisseur de la zone anaérobie, lieu de production du méthane, et d'augmenter la zone aérobie, lieu d'émission de CO₂ et de consommation de CH₄. De surcroît, plus la zone anaérobie est basse dans le profil de tourbe, plus la qualité du substrat diminue pour les microorganismes qui produisent le CH₄. Les processus de production de CH₄ en tourbière sont très bien expliqués dans la revue de littérature de Lai (2009).

Dans une tourbière ombrotrophe naturelle de l'Ontario, où la nappe phréatique est haute (-1 à -3 cm) et stable, la quantité de CO₂ émise est en moyenne de 6,1 mmol m⁻² jour⁻¹ et la quantité de CH₄ est de 2,1 mmol m⁻² jour⁻¹. Lorsque la nappe phréatique est soumise à des fluctuations de -5 à -67 cm, la quantité de CO₂ augmente à 140 mmol m⁻² jour⁻¹, tandis que la quantité de CH₄ diminue légèrement à 0,36 mmol m⁻² jour⁻¹ (Blodau et Moore, 2003). Des études menées en Finlande sur le drainage à long terme semblent pencher vers une diminution de la contribution de ces deux gaz sur le bilan des gaz à effet de serre en tourbière (Minkkinen et al., 2002). Même si la quantité de CO₂ émis est augmentée, la diminution de l'émission de CH₄ compense (Minkkinen et al., 1999).

Bien que le drainage puisse diminuer les émissions de CH₄ dans une tourbière drainée, les canaux de drainage sont une source considérable de CH₄. Dans les tourbières drainées où l'eau demeure dans les canaux de drainage, la diminution de CH₄ par l'assèchement de la tourbière peut être contrebalancée par l'émission accrue de CH₄ par les canaux de drainage (Roulet et Moore, 1995; Minkkinen et Laine, 2006). Les émissions de CH₄ par les canaux de drainage remplis d'eau peuvent atteindre de 182 à 600 mg m⁻² jour⁻¹ (Minkkinen et Laine, 2006). Les

émissions de CH₄ en provenance des canaux sont accentuées par le mouvement de l'eau dans le canal, par la présence de nutriments (Minkkinen et Laine, 2006) et par l'augmentation de la température (Roulet et Moore, 1995). Selon une étude menée en Ontario, Roulet et Moore (1995) ont conclu que la distance entre les canaux de drainage dans les tourbières forestières ombrotrophes détermine l'émission de CH₄ par l'ensemble du système. Puisqu'à l'état naturel les tourbières forestières ombrotrophes émettent peu de CH₄, l'excavation de canaux de drainage selon un espacement inférieur à 38 m entraînerait une augmentation de CH₄ par rapport à l'état naturel. Il est à noter que lorsque les canaux de drainage sont profonds, il leur arrive d'atteindre l'horizon minéral, ce qui entraîne un enrichissement en nutriment favorisant la production de CH₄.

IMPACT DU DRAINAGE SUR LE CARBONE ORGANIQUE DISSOUS

Dans les tourbières, en plus des échanges de carbone gazeux (CO₂ et CH₄), il y a également des exportations de carbone hors de l'écosystème sous forme dissoute dans l'eau : le carbone organique dissous (COD). La production du COD est régie par les taux de production et de décomposition des plantes. Il est donc normalement présent dans les écosystèmes naturels. La concentration de COD dans les tourbières ombrotrophes (moyenne : 30 mg/L) est beaucoup plus élevée que celle trouvée dans les rivières naturelles (moyenne : 7 mg/L) ou dans les lacs bien oxygénés (moyenne : 2,2 mg/L). Le COD est naturellement exporté des tourbières intactes vers les cours d'eau récepteurs à des taux variant de 5 à 40 g m⁻² année⁻¹ (Thurman, 1985).

Le COD consiste en une variété de molécules composées de carbone organique d'un diamètre inférieur à 45 µm (Thurman, 1985). Ce groupe de composés comprend des petites molécules comme des acides simples, mais également des composés plus complexes, donc plus récalcitrants, comme les substances humiques. Les substances humiques incluent les acides humiques et fulviques qui sont des composés colorés (Figure 6).

La création de canaux de drainage qui provoque l'abaissement de la nappe phréatique dans la tourbière augmente la concentration de COD dans l'eau de surface (eau des mares) et dans l'eau souterraine retenue dans les pores de la tourbe (Wallage et al., 2006; Strack et al., 2008). La quantité de COD exportée dans l'eau d'une tourbière vers les cours d'eau récepteurs est également supérieure (Moore, 1987; Laine et al., 1996; Wallage

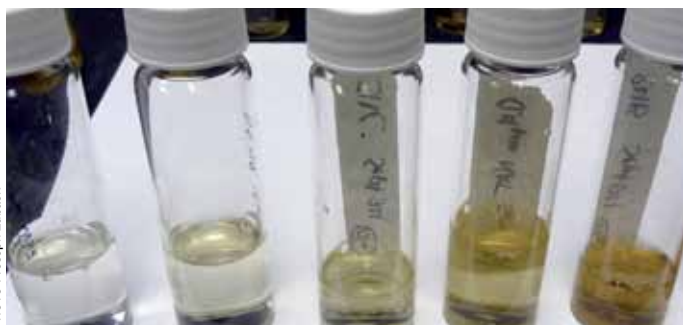


Figure 6. Échantillons d'eau de coloration différente selon la concentration en carbone organique dissous (COD). Les concentrations vont de 6 mg/L de COD (1^{er} échantillon) à 75 mg/L de COD (5^e échantillon d'une tourbière drainée).

et al., 2006). Dans une tourbière ombrotrophe de Sept-Îles, avant toute action de drainage, les concentrations de COD variaient de 23 à 34 mg/L en fonction des saisons; pendant les travaux de drainage, cette concentration a augmenté à 55 mg/L et a ensuite varié de 35 à 43 mg/L (Moore, 1987).

L'augmentation de COD ne se limite pas seulement au moment de la mise en place du drainage et à court terme. Tel que montré par Strack et al. (2008), même onze ans après l'initiation du drainage, les concentrations demeurent élevées dans l'eau d'une tourbière drainée, tant en surface que dans l'eau emprisonnée dans les pores de la tourbe. La plus grande fluctuation de la nappe phréatique dans les tourbières drainées est en partie responsable de cette concentration élevée. Lorsque l'eau remonte après une période de sécheresse, il y a augmentation de la concentration en COD (Kalbitz et al., 2000). Lors des périodes de sécheresse, plus fréquentes en tourbières drainées, les microorganismes habitués à des conditions humides sont malmenés; certains utilisent moins de COD et certains périssent. Le COD s'accumule donc dans la tourbe et est délogé avec une remontée subite de la nappe phréatique. Les fluctuations anormales de la nappe phréatique dans les tourbières drainées peuvent également entraîner la perte de COD normalement immobilisé dans des couches de tourbe maintenues en anaérobiose (le catotélme des tourbières naturelles; Blodau et Moore, 2003). Lorsque le COD est exporté de ces couches de tourbe, celles-ci ne sont plus saturées en COD, ce qui stimule la production de nouveau COD (Strack et al., 2008).

Puisque les COD sont des composés colorés, lorsqu'il y a augmentation de leur concentration, la coloration de l'eau est également plus prononcée. La coloration de l'eau peut avoir des conséquences importantes dans les cours d'eau récepteurs. Elle

diminue la pénétration de la lumière (Steinberg, 2003), ce qui a un effet direct sur la photosynthèse des plantes aquatiques. Une diminution de la photosynthèse entraîne inévitablement une diminution de la disponibilité en oxygène dans l'eau, critère important pour la faune aquatique.

La coloration de l'eau peut s'avérer un problème de taille si l'eau issue de la tourbière est traitée pour la consommation. C'est pourquoi dans certains pays, comme le Royaume-Uni et d'autres pays d'Europe, des compagnies de traitement d'eau portent un grand intérêt envers les travaux de blocage des canaux de drainage (Worrall et al., 2007; Armstrong et al., 2010) et la restauration de l'intégrité hydrologique des tourbières.

En plus de la coloration, le COD a également une influence marquée sur la composition chimique des cours d'eau récepteurs en agissant sur l'acidité de même que sur la mobilisation et la chélation des nutriments et des métaux. Les substances humiques peuvent être le véhicule de contaminants dans les cours d'eau, puisque certains métaux toxiques sont mobilisés par ces substances (Steinberg, 2003) et peuvent être transportés à l'extérieur de la tourbière lors du drainage.

IMPACT DU DRAINAGE SUR LE STOCK DE CARBONE D'UNE TOURBIÈRE

La réduction du taux d'humidité et l'augmentation de la décomposition dans les tourbières drainées risquent de leur faire perdre leur titre d'écosystèmes parmi les plus efficaces en tant que puits de carbone, pour devenir en fait des sources de carbone (Ramchunder et al., 2009). Le stock de carbone, c'est-à-dire la quantité de carbone qu'une tourbière accumule dans son dépôt de tourbe et dans sa biomasse végétale, peut diminuer (Minkkinen et Laine, 1998; Minkkinen et al., 1999) ou augmenter (Minkkinen et Laine, 1998; Minkkinen et al., 1999) selon la disponibilité en nutriments et le climat. Une étude récente propose que des changements dans l'activité, la quantité et la composition de phénol oxydase dans la tourbe peuvent également être responsables des variations dans le stockage du carbone des tourbières pré- et postdrainage (Toberman et al., 2010). La capacité de stockage du carbone dans la tourbe d'une tourbière drainée est fortement corrélée à son niveau d'affaissement, sa disponibilité en nutriments et son degré d'afforestation (Minkkinen et Laine, 1998; Minkkinen et al., 1999).

La disponibilité en nutriments, l'aération et le pH contrôlent le taux de décomposition et le taux d'afforestation d'une tourbière drainée. Un taux de décomposition élevé entraîne une perte de carbone stocké dans la tourbe. Toutefois, la décomposition a également pour effet d'augmenter la disponibilité de certains nutriments, favorisant la croissance de la végétation. Si le taux de décomposition demeure assez bas et que la quantité de nouvelle végétation est suffisante, la tourbe peut continuer à stocker du carbone dans les tourbières drainées (Minkinen et Laine, 1996). En effet, cette tendance a été observée dans des bogs forestiers en Finlande (Minkinen et al., 1999). À la suite du drainage, un volume d'arbres plus important augmente la quantité de matière organique riche en carbone dans le sol, principalement par l'accroissement des racines (Laiho et Finér, 1996; Murphy et al., 2009). Murphy et al. (2009) ont mesuré une augmentation de 740 % de racines fines d'arbres dans un bog drainé par rapport à un bog similaire naturel. Une contribution provient également de l'augmentation de litière récalcitrante qui s'accumule au sol (Minkinen et Laine, 1996). Dans les fens, la quantité de nouvelle matière organique dans le sol peut être inférieure à la quantité de carbone perdue à cause d'une décomposition plus élevée (Minkinen et al., 1999). Il y a une perte de carbone dans le dépôt de tourbe dans les tourbières drainées lorsque l'augmentation de la quantité de racines et de litière ne compense pas la perte de carbone occasionnée par la décomposition.

Dans certains cas, la perte de carbone dans le dépôt de tourbe peut être compensée par l'augmentation de la séquestration du carbone causée par une meilleure croissance de la biomasse aérienne. Plus les tourbières sont riches en nutriments, plus le volume d'arbres augmente et plus cette végétation accumule du carbone. Les fens drainés qui peuvent supporter des peuplements forestiers assez importants ont le potentiel de stocker du carbone pour un certain temps, c.-à-d. tant que les arbres demeurent sur la tourbière (Paavilainen et Päävänen, 1995; Minkinen et al., 1999). Lorsque les arbres sont coupés ou lorsqu'ils meurent, il y a une libération importante de carbone. Dans les bogs, plus pauvres, l'afforestation est faible et la biomasse aérienne ne contribue pas suffisamment au stockage du carbone; il peut donc se produire des pertes nettes de carbone (Paavilainen et Päävänen, 1995).

Laine et Minkinen (1996) ont mené une étude portant sur la quantité de carbone stocké dans une tourbière drainée depuis 30 ans et dans une partie de tourbière naturelle. Ils ont conclu

que la partie naturelle accumulait dans sa tourbe 35 g de carbone m^{-2} année^{-1} de plus que la partie drainée. Concrètement, la partie de la tourbière naturelle accumulait annuellement 21 g de carbone m^{-2} , tandis que la partie drainée perdait une partie du stock de carbone accumulé avant le drainage à un rythme de 14 g de carbone m^{-2} année^{-1} .

Il est plus justifié de comparer le stock de carbone en unité de surface de tourbière plutôt qu'en unité de volume. Le stock de carbone par unité de volume peut être supérieur en tourbière drainée qu'en tourbière naturelle à cause de l'affaissement de la tourbière qui concentre le carbone dans la tourbe (Minkinen et Laine, 1998; Minkinen et al., 1999). Il faut donc être prudent dans l'interprétation des stocks de carbone entre les tourbières naturelles et drainées. Voir la Figure 7 pour un exemple de dépôt de tourbe dans une tourbière ombrotrophe.



PHOTO : Line Rochefort

Figure 7. Dépôt de tourbe en tourbière ombrotrophe.

IMPACT DU DRAINAGE SUR LA PHYSICOCHIMIE DE LA TOURBE

On a déjà noté que le drainage entraîne une décomposition et une oxydation accélérée de la tourbe, augmentant par le fait même sa densité (Wells et Williams, 1996; Sundstrom et al., 2000; Van Seters et Price, 2002). Ces effets entraînent des impacts sur le cycle du carbone, mais ils augmentent aussi le rythme de minéralisation des nutriments (Holden et al., 2004) et le potentiel d'oxydoréduction (Sundstrom et al., 2000). La minéralisation est un processus qui implique le fractionnement de composés organiques (donc liés au carbone) en composés minéraux plus simples par les microorganismes. L'azote et le

phosphore, des nutriments essentiels pour la croissance des plantes qui sont normalement fortement liés au carbone, se trouvent en plus grande quantité dans la tourbe à la suite du bris des liaisons de carbone occasionné par le drainage (Wells et Williams, 1996; Laiho et al., 1999; Sundstrom et al., 2000).

Alors que les quantités d'azote et de phosphore augmentent dans la tourbe à la suite du drainage, un autre nutriment très important, le potassium (Sundstrom et al., 2000; Andersen et al., 2011) diminue. Les concentrations des cations de bases, comme le magnésium et le calcium (Laiho et Laine, 1995; Laiho et al., 1999; Westman et Laiho, 2003) s'abaissent également dans la tourbe de surface à la suite du drainage. Non seulement il y a diminution, mais la proportion de ces cations sous forme échangeable, donc assimilables par les plantes, est également réduite (Laiho et al., 1999; Sundstrom et al., 2000). Ces changements dans la disponibilité des cations de base, essentiels pour la croissance des plantes, peuvent entraîner des carences (Laiho et al., 1999) ou des déséquilibres importants dans les cycles des éléments. Certains métaux, comme le fer et le manganèse (Laiho et Laine, 1995), tendent également à diminuer dans la tourbe de surface après le drainage. La réponse des cations totaux aux effets du drainage peut varier selon le pH de la tourbe, la composition chimique de celle-ci et principalement sa densité (Wells et Williams, 1996).

IMPACT DU DRAINAGE SUR LA COMPOSITION CHIMIQUE DE L'EAU

Les nombreuses modifications apportées à la tourbe à la suite du drainage entraînent inévitablement des changements dans l'eau qui y circule et qui est exportée à l'extérieur de la tourbière. Des changements majeurs dans la chimie de l'eau surviennent après le début du drainage, à court et moyen termes (voir p. ex. : Robinson, 1980; Åström et al., 2001), mais également à long terme (ex. : Westman et Laiho, 2003) et lors des travaux d'entretien du réseau de drainage (ex. : Joensuu et al., 2002).

Premier résultat du drainage, le phosphore et l'azote sous forme organique et inorganique (principalement N-NH_4) sont plus concentrés dans la tourbe et le sont également plus dans l'eau de drainage (Miller et al., 1996; Prévost et al., 1999; Joensuu et al., 2002; Landry, 2008; Andersen et al., 2011). Il y a également une augmentation considérable de sulfate (Miller et al., 1996). Miller et al. (1996) ont estimé le contenu en éléments d'une couche d'un mètre d'épaisseur sur un hectare de tourbière. Cette couche superficielle contenait jusqu'à 20 000

kg d'azote, 10 000 kg de soufre, 500 kg de phosphore et 500 000 kg de carbone. Ainsi, une perturbation dans cette couche, même minime par le drainage, peut relâcher des quantités importantes de ces éléments dans l'eau de ruissellement. La combinaison de ces éléments peut contribuer à l'eutrophisation des cours d'eau récepteurs.

Un site fortement drainé est sujet au lessivage des cations de base, comme le sodium, le calcium et le magnésium, ainsi que le potassium (Moore et al., 1987; Miller et al., 1996; Prévost et al., 1999; Åström et al., 2001; Joensuu et al., 2002; Landry, 2008; Andersen et al., 2011). Puisque plusieurs cations se trouvent en grande quantité dans l'eau, le drainage et l'entretien des canaux occasionnent une augmentation de la conductivité électrique de l'eau (Moore et al., 1987; Joensuu et al., 2002). Même certains métaux lourds, comme le mercure (Paavilainen et Päivänen, 1995), le fer et l'aluminium (Laiho et Laine, 1995; Paavilainen et Päivänen, 1995; Joensuu et al., 2002) et le manganèse (Åström et al., 2001) peuvent se retrouver en plus grande quantité dans l'eau de surface et ultimement dans les cours d'eau récepteurs.

Ces nombreux changements peuvent également entraîner une augmentation ou une diminution du pH selon le type de tourbière (Laine et al., 1995; Paavilainen et Päivänen, 1995; Prévost et al., 1999; Åström et al., 2001; Joensuu et al., 2002; Westman et Laiho, 2003). Les nombreux changements dans la composition chimique d'une tourbière drainée peuvent être causés par des modifications des potentiels d'oxydoréduction, par l'exposition du substrat minéral dans les canaux de drainage ou par le détachement physique des particules organiques ou inorganiques (Åström et al., 2001).

Dans une optique de protection de la qualité de l'eau, Joensuu et al. (2002) considèrent l'augmentation de la charge des particules en suspension dans l'eau comme la conséquence la plus grave de l'entretien des canaux de drainage. Certaines mesures de préventions peuvent être prises à la sortie des tourbières comme des bassins de sédimentation ou des plaines inondables (voir p. ex. : Klove, 2000). Toutefois, les particules en suspension sont un problème majeur dans l'eau issue des tourbières drainées, soit à la suite de travaux, ou lors de gros coups d'eau (Francis et Taylor, 1989; Paavilainen et Päivänen, 1995; Vuori et al., 1998; Prévost et al., 1999; Åström et al., 2001; Joensuu et al., 2002; Parvey, 2006; Landry, 2008). Lorsque les canaux de drainage sont creusés, la végétation est éliminée et le canal a tendance à s'éroder. Les canaux de

drainage expose la tourbe des parois à la sécheresse de l'été et au soulèvement gélival de l'hiver (Figure 8), ce qui peut également influencer la stabilité et l'érosion du canal (Holden et al., 2007). Puisqu'il n'y pas de végétation, il n'y a plus de barrière pour retenir les particules solides organiques ou inorganiques qui sont transportées dans l'eau s'écoulant des canaux (Francis et Taylor, 1989). Ceux-ci sont donc exportés en plus grande quantité à l'extérieur de la tourbière. L'augmentation des solides en suspension peut être considérable si, en plus, la couche minérale est atteinte dans le fond du canal (Åström et al., 2001). Selon une étude de Robinson (1980), la concentration en sédiments peut doubler à la suite du drainage et demeurer élevée, même cinq ans après le creusage des canaux. Dans les cas de drainage extrêmement intensif, la concentration de solides en suspension peut augmenter jusqu'à 50 fois (Robinson et Blytt, 1982). Dans l'étude de Robinson et Blytt (1982), avant le drainage la concentration de solides en suspension était évaluée en moyenne à 4 mg/L; après le drainage, cette concentration a augmenté jusqu'à entre 30 et 150 mg/L. Les

forts épisodes de pluie sur un site drainé peuvent également déplacer des quantités de solides en suspension impressionnantes, jusqu'à des concentrations moyennes de 300 à 1700 mg/L. Au Nouveau-Brunswick, Parvey (2006) a évalué à 72 % le taux de dépassement de la norme provinciale, fixée à une concentration maximale de solides en suspension dans l'eau de 25 mg/L pour les tourbières exploitées, par rapport à 30 % de dépassement dans le cas des tourbières naturelles.

Les solides en suspension en tant que tels sont des polluants très puissants puisque lorsqu'ils atteignent les plans d'eau, ils se déposent et affectent la dynamique des communautés benthiques (Vuori et Joensuu, 1996; Vuori et al., 1998; Schofield et al., 2004). Les deux principaux facteurs responsables de l'appauvrissement des communautés benthiques sont : la déposition des particules sur les habitats de ces communautés et le mouvement de ces particules en surface du plan d'eau affecté par le drainage (Vuori et Joensuu, 1996). Une étude menée au Nouveau-Brunswick montre une baisse importante



Figure 8. Soulèvement gélival de la tourbe dénudée de végétation causé par la formation de cristaux de glace.

PHOTO : Vicky Bérubé

des populations de la crevette grise de sable (*Crangon septemspinosa*), à la suite d'un changement dans leur milieu de prédilection : les fonds sableux. Lorsqu'il y a un apport de particules organiques dans le milieu, la capacité d'adaptation de la crevette, tant pour chasser que pour se camoufler contre les prédateurs, est compromise. Les crevettes pourraient également être affectées par des effets indirects des solides en suspension, soit par la production de H_2S liée à la décomposition anaérobie des particules de tourbe ou par la diminution de l'oxygène dans le milieu (Ouellette et al., 2005). Les solides en suspension influencent également la composition des algues, ayant des conséquences sur les organismes qui s'en nourrissent (Schofield et al., 2004). Une grande quantité de solides en suspension dans les cours d'eau peut aussi provoquer la mort des organismes filtreurs, comme les moules et les huîtres, puisque les sédiments obstruent leurs mécanismes d'alimentation (Aldridge et al., 1987; Strychar, 1997; Ramchunder et al., 2009). Une expérience menée au Nouveau-Brunswick a montré que plus la concentration de particules organiques est élevée dans l'eau, plus la capacité d'absorption de l'huître (*Crassostrea virginica*) est diminuée à cause de l'effet de dilution des particules assimilables par l'huître (Strychar, 1997). Laine (2001) a noté un impact important sur les populations de saumons. Dans une rivière alimentée en eau par une tourbière drainée, exportant une charge élevée de solides en suspension, ils ont observé une baisse importante dans la population de saumons. De plus, les saumons de cette rivière étaient plus petits que ceux d'une rivière non influencée par une tourbière drainée.

Indirectement, les solides en suspension apportent d'autres problèmes dans les cours d'eau récepteurs. Les parties organiques des solides en suspension sont biologiquement actives et lorsqu'elles se retrouvent dans les cours d'eau, il y a consommation de l'oxygène de l'eau pour leur décomposition (Paavilainen et Päävänen, 1995). Les solides en suspension sont également le véhicule de plusieurs contaminants des eaux d'écoulement comme les métaux (Klove 2000) et le phosphore (Paavilainen et Päävänen, 1995). L'augmentation du phosphore dans les cours d'eau récepteurs est connue pour sa contribution au phénomène d'eutrophisation et de prolifération d'algues. L'augmentation de la concentration de métaux peut avoir des impacts importants sur la chaîne alimentaire des cours d'eau récepteurs (Ramchunder et al., 2009). Les métaux lourds affectent directement les populations d'invertébrés, qui constituent la base de la chaîne alimentaire, tel que montré par Clements et al. (2000) pour les éphémères.

La température de l'eau qui s'échappe d'une tourbière drainée est plus élevée qu'en tourbière naturelle. Selon Prévost et al. (1999), la température peut atteindre 25 °C et plus en été dans les tourbières drainées en climat tempéré.

IMPACT DU DRAINAGE SUR L'ÉMISSION D'UN AUTRE GAZ À EFFET DE SERRE : LE N_2O

Un autre gaz devrait retenir notre attention en tourbière drainée : l'oxyde d'azote (N_2O). Ce gaz est stimulé par le drainage d'une tourbière, surtout dans les tourbières minérotrophes (Martikainen et al., 1993, 1995; Laine et al., 1996; Regina et al., 1996). En tourbière drainée, la production de ce gaz est causée principalement par un déséquilibre des processus d'ammonification et de nitrification. L'augmentation du N_2O en tourbière drainée est fortement liée au type de tourbière et au niveau de la nappe phréatique. L'émission de ce gaz sera plus marquée dans les fens que dans les bogs, puisqu'elle est favorisée par une plus grande disponibilité d'azote, de phosphore, de calcium et par un pH moins acide (Regina et al., 1996).

Dans les sites naturels, les flux de N_2O sont normalement très bas (valeurs pour 12 sites incluant des fens et des bogs : entre -30 et 200 $\mu g N_2O m^{-2} jour^{-1}$), plusieurs bogs séquestrent même du N_2O (Regina et al., 1996). Selon des données recueillies, il y a de légères augmentations de N_2O dans les bogs drainés, mais dans les fens on peut atteindre des augmentations de 40 fois la concentration observée avant le drainage (Regina et al., 1996) ou en moyenne jusqu'à 1 g $N_2O m^{-2} année^{-1}$ après le drainage (Alm, 2010). En considérant que le N_2O est un gaz à effet de serre 300 fois plus puissant que le CO_2 et 15 fois plus puissant que le CH_4 , son augmentation peut avoir des répercussions importantes sur la contribution des tourbières drainées au réchauffement climatique. Donc, les apports de gaz à effet de serre à la suite du drainage d'une tourbière seront dépendants des changements dans les ratios de ces trois substances gazeuses : CH_4 , CO_2 et N_2O (Laine et al., 1996).

IMPACT DU DRAINAGE SUR LA BIODIVERSITÉ FLORISTIQUE

Le drainage provoque plusieurs altérations sous la surface de la tourbière, ce qui peut conduire à de grands bouleversements dans la végétation qui la recouvre. La végétation des tourbières est adaptée à un milieu constamment humide. Il va de soi que lorsque le drainage entraîne l'assèchement

d'une tourbière sur une longue période de temps, il se produit des changements importants dans la composition et dans l'abondance des végétaux (Laine et al., 1995; Laiho et al., 2003; Murphy et al., 2009; Talbot et al., 2010). La végétation typique de tourbière est progressivement substituée par une végétation plus forestière (Laine et al., 1995; Minkkinen et al., 1999; Laiho et al., 2003; Pellerin et al., 2008; Kozulin et al., 2010; Talbot et al., 2010).

Dans une tourbière ombrotrophe, après le drainage, des espèces de sphaignes comme *Sphagnum papillosum* (Figure 9) sont remplacées progressivement par des mousses plus forestières comme *Pleurozium schreberi* (Laine et al., 1995; Korpela, 2004). Poulin et al. (1999) ont noté des diminutions importantes dans le couvert de sphaignes dans 24 tourbières ombrotrophes drainées du Québec et du Nouveau-Brunswick. La diminution dans le couvert de sphaignes était notable jusqu'à plus de 60 m des canaux de drainage en comparaison aux écosystèmes de référence non drainés. Un site drainé rend la survie ou l'établissement de la sphaigne très difficile; il s'ensuit généralement une diminution de cette espèce (Stewart et Lance, 1991; Laine et al., 1995; Poulin et al., 1999; Talbot et al., 2010). La présence de sphaignes est fortement corrélée à une hauteur de nappe phréatique se situant entre -11 et -39 cm (Price et Whitehead, 2001; Van Seters et Price, 2002). Toutefois, la pression de l'eau dans le sol est un meilleur indicateur du potentiel de survie de

la sphaigne sur un site. Hayward et Clymo (1982) ont établi que la pression d'eau doit être supérieure à -100 mb pour permettre l'établissement et la survie des sphaignes. En deçà de ce seuil, les sphaignes n'ont pas la force capillaire nécessaire pour s'approvisionner en eau. Puisque les sphaignes n'ont pas de racines, elles sont fortement dépendantes de leur capacité à « pomper » l'eau par capillarité. Similairement, l'humidité relative de l'air à l'interface air-sol doit atteindre plus de 54 % sur une période minimale de trois jours pour assurer la survie des sphaignes (L. Rochefort, données non publiées). Les sphaignes ont une tolérance à la dessiccation très limitée (Sagot et Rochefort, 1996).

Dans la succession végétale des tourbières drainées, on observe un déclin important et rapide des plantes graminéoïdes qui sont remplacées par une prolifération d'arbres et d'arbustes (Murphy et al., 2009). Les éricacées arbustives, comme *Vaccinium myrtilloides* et *Ledum groenlandicum*, augmentent considérablement avec le drainage (Pellerin et Lavoie, 2003; Talbot et al., 2010). Tandis que les éricacées rampantes, comme le *Vaccinium oxycoccos* (Talbot et al., 2010) et les éricacées basses et non tolérantes à l'ombre comme le *Kalmia polifolia* (Talbot et al., 2010) et le *Chamaedaphne calyculata* (Pellerin et Lavoie, 2003; Lachance et Lavoie, 2004; Pellerin et al., 2008), tendent à disparaître avec l'intensification du drainage et la fermeture de la canopée. Dans les fens, des espèces typiques, telles que *Potentilla palustris*, sont remplacées par des espèces de forêt mésique, comme *Trientalis europaea* et *Rubus idaeus* (Laine et al., 1995).

Après 50 années de drainage, la biomasse aérienne des plantes peut-être jusqu'à sept fois supérieure à la biomasse aérienne d'une tourbière comparable non drainée et être composée à 90 % par la biomasse des arbres (Laiho et al., 2003). L'afforestation est le changement le plus frappant dans une tourbière soumise au drainage (Figure 10). L'abaissement de la nappe phréatique favorise l'établissement et la croissance d'arbres comme le pin, le bouleau, le mélèze et l'épinette (Liefvers et Rothwell, 1987; Prévost et al., 1997; Jutras et al., 2002; Van Seters et Price, 2002; Faubert, 2004; Murphy et al., 2009; Talbot et al., 2010). Grâce aux conditions plus favorables, le débourrement des bourgeons et la floraison du bouleau nain et du mélèze se produisent de deux à six jours plus rapidement en tourbière drainée que non drainée (Liefvers et Rothwell, 1987). Dans l'étude de Van Seters et Price (2002), une augmentation de 5 à 20 % du couvert forestier a été notée à la suite du drainage d'une tourbière au Bas-Saint-Laurent. Jutras et al. (2002) ont



PHOTO : Gilles Ayotte

Figure 9. *Sphagnum papillosum*, espèce typique des tourbières humides.

parcouru 48 réseaux de drainage dans les tourbières forestières du Québec. Après neuf années de drainage, les gains d'accroissement des épinettes noires situées à moins de 5 m d'un canal de drainage étaient de 26 à 95 % pour le diamètre et de 55 à 105 % pour la hauteur.

PHOTO : Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2000

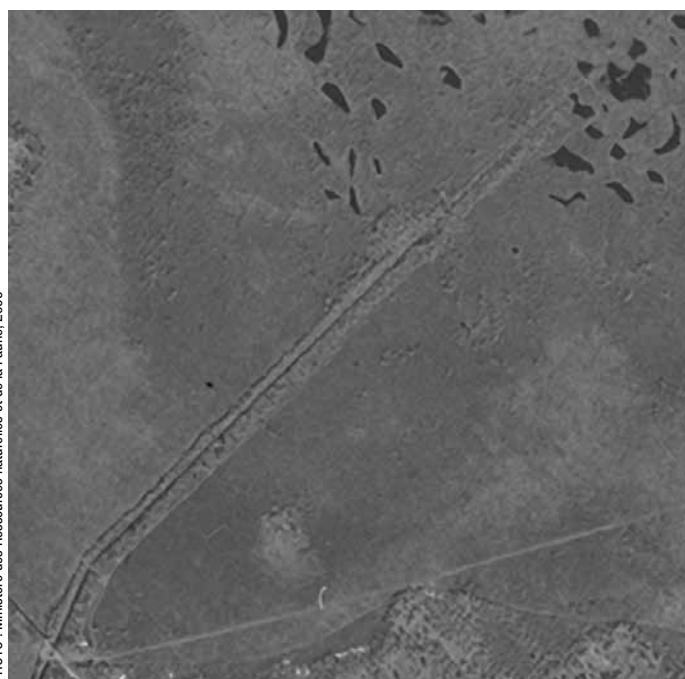


Figure 10. Photo aérienne montrant l'influence d'un canal de drainage sur la prolifération d'arbres à la tourbière de la Grande plée Bleue (Québec).

Dans les tourbières naturelles, non perturbées, les arbres sont normalement peu productifs à cause d'un sol trop peu aéré, d'une nappe phréatique élevée, d'une température basse et d'un manque en nutriments (Paavilainen et Päävänen, 1995). L'utilisation du drainage dans certaines tourbières ombrotrophes pour la foresterie est souvent inappropriée, puisque ces milieux sont généralement très acides et pauvres en nutriments. L'augmentation de la minéralisation des nutriments (discutée dans la section : Impact du drainage sur la physicochimie de la tourbe) par l'aération due au drainage demeure parfois trop faible dans les tourbières ombrotrophes pour suffire à alimenter adéquatement les arbres et le rendement risque d'être peu intéressant. Dans de tels cas, pour une production optimale, l'ajout de fertilisants s'impose (Aro, 2000; Renou et Farrel, 2005). Toutefois, la fertilisation peut s'avérer dispendieuse et

contribue à l'enrichissement de l'eau sortant de la tourbière vers les cours d'eau récepteurs (Cummins et Farrel, 2003).

Dans certaines régions, la cueillette des petits fruits dans les tourbières est une activité économique importante pour les populations locales. Bien que le drainage puisse favoriser la chicouté (*Rubus chamaemorus*) et l'airelle vigne d'Ida (*Vaccinium vitis-idaea*; Figure 11) à court terme, la succession végétale qui s'établit ensuite à moyen terme a des répercussions négatives sur les populations de ces petits fruits. Le drainage engendre des impacts très négatifs sur les populations de la petite canneberge (*Vaccinium oxycoccos*; Figure 11), et ce, même à court terme (Paavilainen et Päävänen, 1995).



PHOTO : Gilles Ayotte



PHOTO : Gilles Ayotte

Figure 11. *Vaccinium vitis-idaea* (en bas) et *Vaccinium oxycoccos* (en haut), petits fruits typiques des tourbières.

Au niveau de la diversité végétale, le drainage d'une tourbière favorise l'arrivée de nouvelles espèces végétales forestières. Toutefois avec la fermeture de la canopée, la diversité des espèces tend à diminuer. Il existe une forte corrélation entre la période de drainage et la diversité végétale d'un site (Laine et al., 1995). Plus l'afforestation d'une tourbière est prononcée, plus la richesse des espèces végétales préférentielles aux tourbières ombrotrophes diminue (Pellerin et Lavoie, 2003; Lachance et al., 2005). La perte de ces plantes associées aux tourbières peut donc contribuer au déclin la biodiversité régionale, tant au niveau de la flore qu'à celui de la faune qui s'y abrite ou s'y nourrit (Lachance et al., 2005).

Les impacts sur la faune et la flore à l'intérieur de la tourbière se feront également sentir en marge de celle-ci. Les marges de tourbière (parfois appelé laggs) sont des habitats importants qui contribuent à la diversité faunique et floristique. Lorsque les tourbières adjacentes sont drainées, cela occasionne des changements de végétation importants dans ces milieux. Korpela (2004) a noté une augmentation majeure du bouleau nain et une diminution de la sphaigne en marge de tourbière.

IMPACT DU DRAINAGE SUR LA BIODIVERSITÉ FAUNIQUE

Les changements d'humidité et de végétation dans une tourbière drainée ont inévitablement un impact sur la diversité faunique. Plusieurs animaux, comme des oiseaux (Calmé et al., 2002) et plusieurs insectes (Vespälänien et al., 2000; Spitzer et Danks, 2006; Moores, 2008; Grégoire Taillefer et Wheeler, 2010) se sont adaptés aux conditions particulières des tourbières, même que certaines espèces survivent uniquement dans ces milieux. Les coléoptères sont un bon exemple d'adaptation et de prospérité dans les tourbières. Lavoie et al. (1997) ont identifié une diversité exclusive de taxons de coléoptères présents au fil des millénaires dans les tourbières en raison de leur composition végétale unique, de leur microtopographie particulière et de la stabilité de leur microclimat.

Grégoire Taillefer et Wheeler (2010) ont mené une étude dans une tourbière ombrotrophe du sud du Québec pour évaluer l'impact des canaux de drainage sur le groupe d'insectes *Diptera* (*Brachycera*). Ce groupe d'insectes très varié compte plus de 124 000 espèces (Brown, 2001, tel que cité dans Grégoire Taillefer et Wheeler, 2010) et est très important dans l'alimentation de certains amphibiens, reptiles, poissons et oiseaux (Murkin et Batt, 1987, tel que cité dans Grégoire Taillefer et

Wheeler, 2010). L'étude a montré qu'une distance plus élevée par rapport au canal de drainage permettait une richesse en espèces de *Diptera* supérieure et un assemblage d'espèces différent comparativement à la proximité du canal.

Schikora (1994, tel que cité dans Grégoire Taillefer et Wheeler, 2010) a noté des changements importants dans les populations d'araignées dans les tourbières ombrotrophes drainées. Avec les changements de végétation associés au drainage, les araignées tolérantes au soleil, spécialistes des tourbières ouvertes, sont remplacées progressivement par celles tolérantes à l'ombre.

Les fourmis sont également affectées par le drainage : Vespälänien et al. (2000) ont observé que la diversité des fourmis était supérieure en tourbière drainée qu'en tourbière naturelle. Toutefois, la composition des espèces dans ces deux milieux est complètement différente. Trois espèces de fourmis spécialistes des tourbières ombrotrophes n'étaient pas trouvées dans les tourbières drainées, tandis qu'elles se rencontrent dans les tourbières naturelles à l'étude. Le drainage intensif des tourbières pourrait mener à l'extinction d'espèces spécialisées aux tourbières, telles que les espèces de fourmis *Myrmica scabrinodis* (Vespälänien et al., 2000) et *Dolichoderus maria* (Domaine et al., 2010). Au Québec, *D. maria* a été identifié à seul endroit, soit à la tourbière de la Grande plée Bleue. La Figure 12 présente des fourmis en tourbière naturelle.



Figure 12. Fourmis dans une tourbière ombrotrophe du Nouveau-Brunswick.

PHOTO : Etienne Paradis

Les populations d'oiseaux sont étroitement liées à leur milieu pour leur alimentation et leur reproduction. Par exemple, la grue du Canada exige des milieux ouverts et isolés, plus particulièrement des tourbières ombrotrophes ou des marais ceinturés d'une bordure forestière (Tacha et al., 2011). Certaines populations d'oiseaux nécessitent des sols mous et humides pour leur alimentation. C'est le cas des oiseaux qui se nourrissent d'insectes du sol. Si le sol est trop dur, leur bec ne parvient pas à le percer. De plus, certaines populations exigent des sols partiellement submergés pour leur nidification (Tickner et Evans, 1991, tel que cité dans Armstrong, 2000). L'afforestation des tourbières qui suit le drainage, tel que discuté dans la section précédente, change beaucoup la structure de la composition végétale. Les endroits ouverts avec des mousses et des éricacées sont progressivement remplacés par des arbres. Dans le sud du Québec, la perte de ces habitats pourrait avoir des conséquences importantes pour des oiseaux spécialistes des tourbières ouvertes comme la paruline à couronne rousse (Figure 13) et le bruant de Lincoln (Calmé, 1998; Lachance et al., 2005) ou encore pour des espèces comme la maubèche des champs qui peuvent être retrouvées dans ces milieux ouverts (Calmé et Haddad, 1996).



PHOTO : Etienne Paradis

Figure 13. Paruline à couronne rousse, espèce d'oiseau inféodée aux tourbières dans le sud du Canada.

Sur la terre ferme, les amphibiens, animaux à sang froid et à la peau humide, sont également touchés par le drainage des tourbières. Les déplacements et l'abondance de plusieurs espèces d'amphibiens, comme la grenouille verte (*Rana clamitans melanota*) (Figure 14), sont particulièrement sensibles à la fragmentation des tourbières et à la diminution de leur superficie causée par le drainage (Mazerolle 2001, 2003). Toutefois, les canaux de drainages contenant de l'eau peuvent atténuer cet effet en procurant aux amphibiens des corridors où ils peuvent survivre et se déplacer d'un milieu plus propice à un autre (Mazerolle, 2005).



PHOTO : Marie-Claire LeBlanc

Figure 14. Grenouille verte, espèce sensible aux impacts du drainage en tourbière.



LES IMPACTS DU REMOUILLAGÉ

Puisque le remouillage des tourbières et surtout le suivi des efforts de remouillage des tourbières sont récents, peu d'études présentent les résultats du remouillage. Toutefois, quelques-unes montrent des changements intéressants.

Le blocage des canaux de drainage entraîne une augmentation de la nappe phréatique (LaRose et al., 1997; Price, 1997; Price et al., 2003; Holden et al., 2004; Gottwald et Seuffert, 2005; Lanta et al., 2006; Shantz et Price, 2006; Patterson et Cooper, 2007; Worrall et al., 2007) et une stabilisation de celle-ci (LaRose et al., 1997; Gottwald et Seuffert, 2005). Le blocage des canaux permet une plus grande rétention de l'eau à l'intérieur de la tourbière et diminue les pertes d'eau de 15 à 85 % (Shantz et Price, 2006; Worrall et al., 2007). Price et Ketcheson (2009), qui ont analysé des pratiques de remouillage au Québec, concluent que les efforts de remouillage en tourbière permettent le retour progressif des fonctions écohydrologiques propres aux tourbières. Même avec des interventions simples, assurant un niveau d'eau minimum de 0,5 m à partir de la surface dans les canaux de drainage, il est possible de remarquer une augmentation du niveau de l'eau en tourbière drainée (Armstrong et Rose, 1999). Roul (2004) a évalué dans une tourbière du Bas-Saint-Laurent que le blocage d'un canal principal permettait de remonter la nappe phréatique dans la tourbière drainée sur un rayon d'environ 150 m.

En permettant le retour d'une nappe phréatique près de la surface, le blocage des canaux de drainage favorise la végétation typique de tourbière au détriment des espèces de plantes non désirables ou non typiques de tourbières (Tuittila et al., 2000a; Lanta et al., 2006; Patterson et Cooper, 2007). Le retour d'une nappe phréatique élevée est critique pour celui de la végétation accumulatrice de tourbe et le retour d'un puits de carbone (Chimner et Cooper, 2003). Les changements ne sont pas instantanés : il peut arriver qu'une année après le remouillage, aucun changement ne soit noté. Des changements visibles, tels que la mort des arbres par ennoiment lorsque le remouillage est efficace, peuvent être observés après 3 à 10 ans (Kozulin et al., 2010). L'étude de Tuittila et al. (2000a) montre que dans une tourbière nouvellement remouillée, les plantes typiques de tourbière reviennent, mais la diversité végétale diminue à cause de la disparition des plantes de milieu plus sec. Toutefois, à la troisième année de remouillage, la diversité tend à se rétablir. Lanta et al. (2006) ont observé des changements importants dans la composition de la végétation à la suite du remouillage d'une tourbière, et ce, quatre ans seulement après la construction de barrage dans les canaux de drainage. Dans

les endroits remouillés, les sphaignes (*Sphagnum capillifolium* et *Sphagnum fallax*) dominaient le couvert muscinal. Pour ce qui est des plantes vasculaires, l'*Eriophorum vaginatum* (Figure 15), le *Carex canescens* et le *Vaccinium vitis-ideae*, toutes des plantes typiques de tourbières, étaient présentes. Dans les endroits ne bénéficiant pas de l'effet du remouillage, le couvert muscinal était plutôt dominé par des mousses de milieu forestier : *Dicranella heteromalla* et *Dicranum scoparium*. Le retour des sphaignes dans une tourbière perturbée après le rétablissement des conditions propices à leur développement a également été observé au Québec et au Nouveau-Brunswick (Robert et al., 1999; Roul, 2005). Roul (2004) a observé, dans une tourbière anciennement drainée du Bas-Saint-Laurent et remouillée, une diminution dans la fréquence des arbres et dans la présence des éricacées et des lichens accompagnée d'une augmentation des sphaignes et des plantes herbacées.



PHOTO : Gilles Ayotte

Figure 15. *Eriophorum vaginatum*, plante vasculaire typique de tourbière à sphaignes.

Selon les observations de Holden et al. (2007, tel que cité dans Ramchunder et al., 2009), le blocage des canaux de drainage, même avec des barrages de faible qualité, a permis de réduire de 54 fois la concentration de solides en suspension dans l'eau. À moyen terme, le blocage des canaux de drainage en tourbière diminue de façon significative la concentration en COD et la coloration de l'eau (Wallage et al., 2006; Armstrong et al., 2010). Wallage et al. (2006) ont observé une diminution moyenne du COD et de la coloration de 69 % et de 62 % respectivement, lors du blocage des canaux de drainage. Ces tendances sont confirmées par une étude menée dans 32 tourbières par Armstrong et al. (2010) qui ont noté une diminution moyenne du COD de 28 %.

Le remouillage diminue le taux de respiration total de la tourbière et augmente la capacité de photosynthèse des plantes. Ces changements permettent aux tourbières bien remouillées et végétées de retrouver leur fonction de puits de CO₂ (Tuittila et al., 1999; Soini et al., 2010). Toutefois, avec la remontée de la nappe phréatique près de la surface, les émissions de CH₄ augmentent à la suite du remouillage. Par contre, le taux d'émission de CH₄ en tourbière remouillée n'est pas plus élevé qu'en tourbière naturelle (Tuittila et al., 2000b). Le blocage des canaux de drainage en tourbière réduit également la densité apparente de la tourbe (Wallage et al., 2008, tel que cité dans Ramchunder et al., 2009).





MESURES DE REMÉDIATION

CHOIX DU TYPE D'OUVRAGE DE REMISE EN EAU

Avant d'entreprendre les travaux de remise en eau d'une tourbière, il est essentiel de bien connaître le site et de se fixer des objectifs précis. L'étude préliminaire du terrain devrait faire en sorte de connaître la direction et l'intensité de l'écoulement de l'eau, la pente, ainsi que la dimension des canaux de drainage. Ces variables permettront de faire des choix éclairés sur le type d'ouvrage à réaliser et la disposition de celui-ci. Le choix du type d'ouvrage dépendra également de l'objectif de départ, de la vocation du site, du temps alloué à la construction, du budget, de l'accessibilité et des contraintes topographiques du terrain.

OBJECTIFS DE REMISE EN EAU

Il est important de fixer un objectif de départ et de se rapporter à cet objectif tout au long des travaux. Pour bien cibler l'objectif, une bonne approche est d'abord de connaître les impacts causés par le drainage qu'on veut contrer sur la tourbière visée (Land Resources International, 2009; Eco-pulse Environmental Consulting Services, 2010). C'est-à-dire, quelle est le plus grand problème de la tourbière drainée que nous aimerions éliminer, soit au niveau hydrologique, écologique ou géomorphologique.

Si par exemple, la tourbière drainée déverse une grande quantité de solides en suspension dans les cours d'eau récepteurs, la technique de remise en eau pourrait avoir comme objectif premier d'abaisser ces concentrations en ajoutant de la végétation aux barrages pour retenir les sédiments tout en diminuant la vitesse de l'eau. En ayant des données avant et après le drainage pour quelques impacts clés, il sera plus facile de justifier l'investissement de la création des ouvrages grâce à des taux de succès quantifiables.

Il faut également garder en tête la vocation finale du site. Si un site est reculé et peu fréquenté, l'esthétique des barrages sera moins importante que si le site est destiné à devenir une réserve écologique. Afin de quantifier le retour sur l'investissement dans un projet de réhabilitation, il faut inclure dans la balance des coûts et des bénéfices, le retour des biens et services écologiques du milieu réhabilité (Land Resources International, 2009; Eco-pulse Environmental Consulting Services, 2010). Par exemple, anticiper le retour de petits fruits pouvant être cueillis par la population locale ou l'amélioration de la qualité de l'eau pouvant diminuer l'eutrophisation des cours d'eau avoisinants.

Il est aussi important d'être conscient des milieux qui environnent la tourbière. Il se peut que des milieux très riches en biodiversité ou que des milieux uniques se soient développés au pourtour de la tourbière visée. Il faut s'assurer que le rétablissement de la tourbière n'entraîne pas la perte de milieux exceptionnels situés autour de celle-ci, soit par un apport supplémentaire d'eau ou de plus de nutriments dans le système (Gottwald et Seuffert, 2005).

Pour le blocage d'un canal de drainage, trois catégories d'ouvrages sont réalisables en fonction de l'objectif visé et de la pente (la description des ouvrages de type 1, 2 et 3 en fonction des objectifs est tirée en grande partie de Grosvernier et Staubli, 2009).

- 1) **Comblement** : Le comblement d'un canal de drainage est la façon la plus efficace de remonter le niveau de saturation hydrique de la portion de la tourbière affectée par l'assèchement du canal. Cette technique, lorsqu'elle est bien exécutée, annule complètement le fonctionnement des canaux et permet ultimement de restaurer l'hydrologie de la tourbière. Par contre, elle nécessite une importante quantité de tourbe peu décomposée ou d'autre matériel (comme de la sciure de bois) qui n'affectera pas les conditions chimiques de la tourbière et dont la qualité permettra une circulation d'eau adéquate.
- 2) **Barrage** : Ouvrage visant à stopper l'eau s'écoulant dans un canal de drainage afin d'en redistribuer une partie dans la tourbière. À priori, plus la pente est faible et la densité des barrages élevée, plus on augmente les chances d'une restauration complète et réussie. Il peut être avantageux de choisir la construction de barrage plutôt que le comblement. Les barrages permettent la formation de plans d'eau dans le canal entre les barrages, ce qui a le potentiel d'augmenter la biodiversité d'un site qui ne possédait pas beaucoup de mares à l'origine. Les barrages permettent une remontée de la nappe phréatique, mais la densité de ceux-ci est importante. Lorsque la densité des barrages est trop faible, cet effet peut être localisé autour des barrages. Néanmoins, l'eau qui déborde de part et d'autre des barrages en période de forte pluie ou lors de la fonte des neiges contribue à humidifier les surfaces avoisinantes.

Lorsque la pente est pratiquement nulle (pente < 1 %), il est plus facile de remonter la nappe phréatique en surface, ce qui engendre des conditions optimales pour la crois-

sance des sphaignes. Il est donc possible de reconstituer l'hydrologie d'une tourbière entrecoupée par un canal de drainage dans cette situation. Lorsque la pente du terrain se situe entre 1 et 2 %, la dispersion de l'eau retenue par les barrages est limitée par le drainage naturel en surface. Dans ce cas, il est plus réaliste d'envisager une réhumidification qu'une restauration complète du système. Cette approche permettra néanmoins de remonter partiellement la nappe phréatique et fournira des conditions adéquates au retour des sphaignes. Si la restauration complète est l'objectif choisi avec un dénivelé de 1 à 2 %, il serait mieux d'opter pour le comblement, puisque la restauration complète du système nécessiterait une quantité de barrage démesurée. La construction de barrages sur une tourbière avec une pente supérieure à 2 % répond difficilement à des objectifs de restauration ou de réhumidification. Par contre, cette technique permet d'accroître la surface des milieux plus aquatiques, favorisant localement une recolonisation spontanée par la sphaigne et offrant des milieux propices à la faune invertébrée aquatique.

3) **Dispositif de régulation : Ouvrage visant à réguler le niveau d'eau dans une tourbière.** Cette technique est surtout utile dans les tourbières qui possèdent soit d'anciennes tranchées, vestiges de la récolte de tourbe par la coupe par blocs¹ ou des portions de tourbières qui ont un relief plus bas que la moyenne de la tourbière (par ex. : anciens bassins d'atocatière) et qui ne possèdent qu'un seul exutoire. **Les dispositifs de régulation permettent une remontée progressive de la nappe phréatique, empêchant ainsi une inondation trop brusque de la végétation déjà établie.** Cette technique peut être utilisée lorsqu'une croissance optimale de la sphaigne est l'objectif, comme c'est le cas de la culture de sphaigne (Landry et Rochefort, 2010). Cette technique permet non seulement de mieux contrôler l'apport d'eau en fonction des saisons, mais également en fonction de la croissance progressive des sphaignes dans les tranchées. Cette technique peut être également très utile pour freiner l'afforestation des tranchées en noyant les arbres qui pourraient s'y trouver.

Lorsque la pente d'une tourbière est élevée, il peut être judicieux de combiner les méthodes de comblement et de barrage. Les combinaisons peuvent être appliquées soit sur la totalité d'un canal ou sur certaines portions soumises à plus de pression, comme la tête d'un canal ou les endroits à plus forte pente.

Afin de calculer le matériel nécessaire au blocage d'un canal de drainage selon une des trois catégories d'ouvrage proposées plus haut, il est primordial de connaître les dimensions exactes du canal. Les variables à mesurer sont illustrées dans la Figure 16, tirée de Grosvernier et Staubli (2009). Les dimensions de l'ouvrage devraient non seulement inclure la hauteur et la largeur du canal, mais également l'épaisseur de tourbe dégradée au fond et sur les parois du canal puisque celle-ci est instable. Il est également recommandé de sonder le canal pour détecter la présence de bois mort et de racines qui pourraient nuire à l'installation du futur barrage.

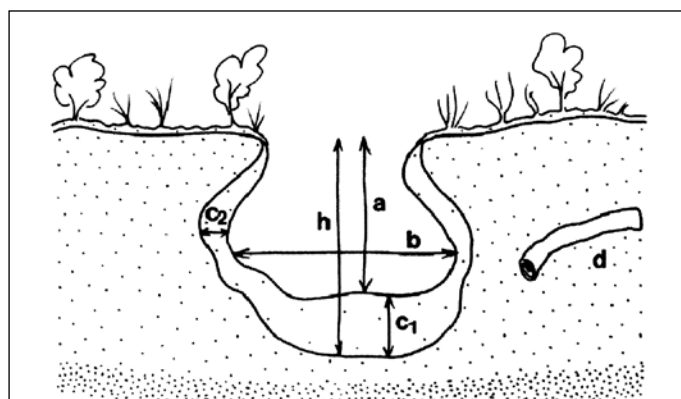


Figure 16. Coupe transversale d'un canal : a : profondeur; b : largeur; c1 : épaisseur verticale de tourbe dégradée; c2 : épaisseur latérale de tourbe dégradée; h : hauteur d'eau à retenir; d : bois mort. Figure tirée de Grosvernier et Staubli (2009).

PRÉPARATION DU CHANTIER ET REMISE EN ÉTAT

Avant de commencer les travaux sur le terrain, il faut consulter les personnes qui résident ou qui tiennent des activités autour de la tourbière (par ex. : agriculteurs) afin de leur expliquer les travaux et de bâtir un plan de remouillage adapté aux réalités du milieu. Les personnes seront plus favorables au projet si elles le comprennent bien.

Il faut également préparer des plans précis et des instructions claires pour les ouvriers qui travailleront à la construction des ouvrages. La circulation sécuritaire de la machinerie est un aspect à ne pas négliger, pour les ouvriers, pour les machines et pour éviter d'abîmer la tourbière. Il est important de délimiter à l'avance les sentiers à suivre avec de la machinerie lourde, les endroits à éviter, l'emplacement exact des ouvrages et les

¹Coupe par blocs : Technique de récolte manuelle de la tourbe qui consiste à extraire des blocs de tourbe à la pelle le long d'une tranchée. Il en résulte des tranchées qui peuvent avoir en moyenne 1 m de profondeur, de 10 à 30 m de largeur et parfois jusqu'à une centaine de mètres de longueur.

zones de prélèvement de matériel. Une astuce est d'utiliser des codes de couleurs pour délimiter chaque zone, de dresser un plan approximatif et de le remettre aux ouvriers.

Idéalement, il est préférable de faire affaire avec des ouvriers qui ont déjà travaillé avec de la machinerie lourde en tourbière. Sinon, il est impératif de bien informer les ouvriers sur la structure d'une tourbière et de la composition instable du substrat qui peut changer en quelques mètres – ces milieux sont parfois pleins de surprises! Lorsqu'une excavatrice est utilisée, évitez de pivoter sur place, car les chenilles détruisent les tapis de sphaignes (Grosvernier et Staubli, 2009). Un passage qui peut sembler solide sur une certaine distance peut ramollir rapidement si des précautions ne sont pas prises. Lorsque le terrain est mou, un moyen efficace de le solidifier est de corder des branches d'arbres ou des troncs en travers du chemin (voir Figure 17 pour un exemple).



PHOTO : Olivier Marcoux

Figure 17. Chemin en rondins de bois et en branches pour le passage de la machinerie à la tourbière de la Grande plée Bleue (Québec).

Assurez une bonne surveillance de chantier : le chantier devrait être supervisé pendant un minimum de 2 heures chaque jour tout au long des travaux. Un numéro de téléphone devrait être laissé aux ouvriers en tout temps en cas de question. Il vaut mieux être très présent afin d'éviter les complications.

Pendant les travaux, prévoyez des bâches de plastique pour entreposer le matériel vivant à conserver pour la végétalisation de la surface des barrages après leur achèvement, ainsi que la tourbe prélevée lors des travaux. De cette façon, vous éviterez également d'endommager la végétation au pourtour de la zone de construction (Grosvernier et Staubli, 2009).

COUPE D'ARBRES

Une opération permettant d'optimiser le remouillage d'une tourbière est l'abattage des arbres qui ont proliféré au pourtour du canal, conséquence directe du drainage. Les essences non typiques des tourbières, comme les bouleaux, devraient être coupées. Parfois, la prolifération de ces arbres peut être très importante : ils contribuent à l'assèchement de la tourbière et peuvent devenir envahissants. Afin de minimiser les rejets de souche, un truc pratiqué par le Groupe de recherche en écologie des tourbières (GRET) est de couper les bouleaux à hauteur de poitrine (Figure 18).



PHOTO : Line Rochefort

Figure 18. Bouleaux coupés à hauteur de poitrine à la tourbière de Bic – Saint-Fabien (Québec).

De plus, tous les arbres se trouvant dans le périmètre de la zone de construction devront être abattus pour permettre la circulation de la machinerie. Dans le cas de la construction de barrages, il est possible de faire des trouées aux endroits où les barrages seront érigés. Il est recommandé de faire les trouées suffisamment grandes pour qu'une excavatrice puisse faire une rotation sur 360° avec le bras en extension.

La période à laquelle les arbres seront coupés influencera leur vigueur de reprise. En principe, la coupe d'arbres peut s'exécuter aussi bien en période de dormance qu'en période de croissance. Toutefois, pour plusieurs espèces compétitrices, comme le cerisier de Pennsylvanie, l'érable à épis, le bouleau à papier et le tremble, la coupe pendant la saison de croissance (juillet à septembre) à 15 cm conduit aux meilleurs résultats (Doucet et al., 2009). Lors de cette opération, les arbres abattus en bordure du canal peuvent être ébranchés et laissés sur place afin d'être utilisés pour la solidification des barrages ou passés dans un broyeur pour en faire des copeaux de bois permettant de remplir le canal.

LE COMBLEMENT

Comblement d'un canal à l'aide de tourbe

Ce type de comblement consiste à remplir le canal de drainage avec de la tourbe. Toutefois, il est recommandé d'y ajouter la construction de barrages simples pour solidifier et assurer l'étanchéité de l'ouvrage et prévenir que la tourbe cède lorsqu'il y aura des coups d'eau importants (Grosvernier et Staubli, 2009). Il est très important de bien tasser la tourbe dans le canal à l'aide d'une pelle mécanique pour assurer la stabilité de l'ouvrage.

La tourbe utilisée pour le comblement peut être importée d'une autre tourbière ou des environs de l'ouvrage. Toutefois, elle doit être peu décomposée afin de bien s'intégrer aux parois et au fond du canal afin de recréer des conditions physiques homogènes similaires à l'ensemble de la surface de la tourbière. Si la quantité de tourbe est insuffisante pour combler l'ensemble du canal, il est recommandé de commencer par la partie amont en progressant vers l'aval. Il est important de combler le canal en créant un monticule excédentaire de 30 à 50 cm au-dessus du niveau de la tourbière pour tenir compte de la compaction naturelle de la tourbe (Grosvernier et Staubli, 2009). Si le comblement est limité au niveau de la tourbière, un nouveau petit canal au-dessus du comblement risque de

se former. Un comblement mal compacté sera peu efficace puisqu'il n'empêchera pas l'écoulement de l'eau dans le canal.

En plus d'une compaction efficace, la tourbe doit absolument avoir une bonne adhérence aux parois, ce qui peut nécessiter le pompage de l'eau stagnante dans le fond du canal ou le retrait de la couche décomposée tapissant le canal (couche c1 : voir Figure 16). Il faut garder en tête que la couche de tourbe décomposée qui sera retirée du canal devra être transportée en dehors du site. Une quantité trop importante peut devenir difficile à gérer. Si de la végétation est déjà établie au fond du canal, celle-ci peut être conservée à proximité et être remise sur le canal comblé à la fin de l'ouvrage pour stabiliser la surface du barrage et obtenir une finition plus esthétique.

Comblement d'un canal à l'aide de sciure de bois

La méthode de comblement avec de la sciure de bois suit les mêmes recommandations que la méthode de comblement avec de la tourbe. La seule différence réside dans le processus de compaction de la sciure de bois. Il suffit de combler le canal avec de la sciure de bois sèche, attendre que cette dernière soit mouillée et la compacter soit avec les pieds ou avec de la machinerie. La sciure de bois, lorsque mouillée, se compacte très facilement et, une fois compactée, garde le même volume (Grosvernier et Staubli, 2009). Il est donc inutile de mettre un excès de 30 à 50 cm comme dans le cas de la tourbe. La quantité de sciure de bois à ajouter dans le canal se limite au niveau de la tourbière. À la suite du comblement, tout comme pour la tourbe, de la végétation peut être ajoutée sur le canal comblé.

La sciure de bois constitue un bon substitut à la tourbe. Elle est organique, pratiquement inerte, ne se décompose pas en condition anaérobie, est de faible porosité et est habituellement bon marché. La sciure de bois est légère à transporter, ce qui en fait une méthode de choix dans les endroits plus éloignés (Grosvernier et Staubli, 2009). De plus, puisqu'on peut facilement le transporter à la main, ce type de comblement peut se convertir en tâche communautaire volontaire. Puisque la sciure de bois se compacte peu, l'utilisation de la machinerie pour la compaction n'est pas nécessaire.

Grosvernier et Staubli (2009) recommandent une sciure de bois relativement fine c'est-à-dire sans copeaux ou avec un maximum de 50 % de copeaux d'une taille de 1 à 2 cm. L'essence forestière n'a pas d'importance. Selon cette étude, la technique s'avère efficace même dans des pentes supérieures à 2 %.

LES BARRAGES

Plusieurs types de barrages pour le blocage de canaux de drainage sont recommandés dans la littérature. Cette section présentera tout d'abord des concepts applicables à tous les types de barrage, soit l'espacement entre ceux-ci et la lutte contre l'érosion des bords de canal supportant les barrages. Suivra une description sommaire des barrages adaptés pour les canaux de drainage de petite taille : barrages en panneaux de bois, de métal, de plexiglas ou de plastique ondulé simple ou double, barrage de tourbe et barrages avec balle de paille ou d'éricacée. Ensuite seront présentés les barrages adaptés aux canaux de moyenne et de grande taille : palissade de bois, palissade de bois double avec comblement, emboîtement de plastique rigide, gabion de pierre et empilement de pierre avec mur.

Espacement des barrages

Le budget et l'objectif de départ auront bien entendu une influence sur l'espacement entre les barrages. Néanmoins, les principaux facteurs à tenir en compte seront le volume d'eau à retenir et la pente (Evans et al., 2005; Armstrong et al., 2009). Dans la littérature, il n'existe pas de valeur absolue pour l'espacement des barrages, toutefois, quelques lignes directrices sont proposées.

Evans et al. (2005) et Kozulin et al. (2010) recommandent une approche en « escalier ». C'est-à-dire que les barrages sont installés à des intervalles faisant en sorte que le haut du barrage se situe légèrement au-dessus du pied du barrage situé en amont (Figure 19). Les barrages sont espacés de façon à

ce que l'eau issue d'un premier barrage se jette dans l'eau retenue par celui situé en aval. En s'assurant que l'eau qui déborde des barrages ne tombe pas constamment sur de la tourbe nue ou sur le substrat minéral, on limite les risques d'érosion pouvant mener à l'affaiblissement des barrages. Une surface d'eau continue devrait être créée entre les barrages. Kozulin et al. (2010) recommandent que le niveau d'eau entre les barrages se situe entre 30 et 40 cm pour éviter l'érosion (Figure 19).

La topographie du terrain est très importante. Il n'est pas toujours approprié de distribuer les barrages à distance égale le long d'un canal (Armstrong et al., 2009). Si la pente au début du canal est plus forte qu'à la fin du canal, les premiers barrages seront plus rapprochés que les derniers.

Lutte contre l'érosion

Le dégel et les fortes pluies rendent les barrages susceptibles à l'érosion. Afin de contrer les effets dévastateurs que peuvent avoir ces coups d'eau sur les barrages et le canal, voici quelques suggestions.

Il est important lors de la construction de barrages d'excéder la largeur du canal de chaque côté pour encourager une meilleure redistribution de l'eau autour du barrage. C'est aussi un moyen efficace de lutter contre l'érosion des parois du barrage et d'éviter que l'eau ne fasse que contourner le barrage pour retourner dans le canal (Armstrong et al., 2009).

Lorsque le risque de débordement est élevé, les barrages peuvent être construits plus haut et plus larges afin de favoriser la dispersion de l'eau excédentaire en surface de la tourbière (Grosvernier et Staubli, 2009). Par contre, dans certaines situations, le remouillage doit se faire graduellement et la venue d'un coup d'eau en surface de la tourbière et de ses environs est à éviter. C'est le cas, par exemple, lorsque des terres agricoles ou d'autres installations se trouvent à proximité. Dans ces cas particuliers, il faut faire des aménagements pour les trop-pleins afin de gérer les excès d'eau occasionnels.

Une technique assez simple consiste à découper une encoche au sommet du barrage afin de prévenir les débordements et l'érosion des côtés du barrage. En général, cette pratique est plutôt déconseillée (Armstrong et al., 2009), puisqu'elle peut mener à l'érosion du fond du canal et affaiblir à la longue les

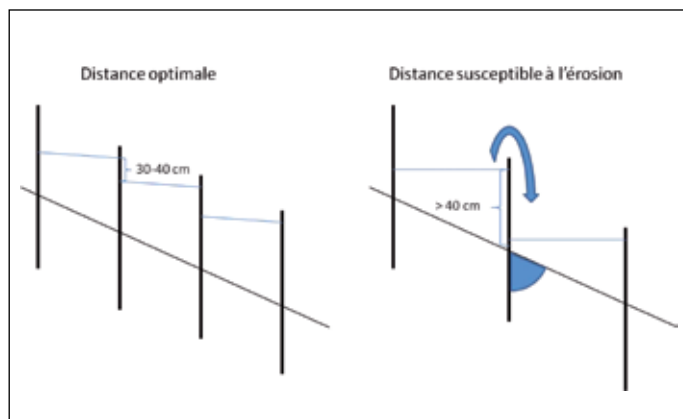


Figure 19. Schéma de l'espacement optimal entre les barrages pour éviter l'érosion. Adapté de Kozulin et al. (2010).

barrages situés en aval. Néanmoins, si cette technique est utilisée, plusieurs encoches de plus petit calibre devraient être utilisées (Figure 20). Puisque l'eau se disperse dans plusieurs encoches au lieu d'une seule, la poussée de l'eau au fond du canal est dispersée.

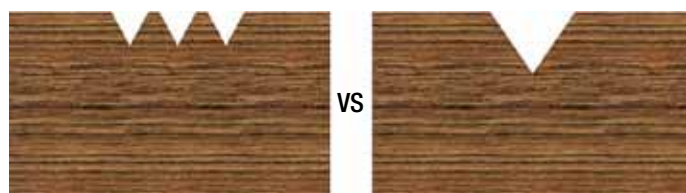


Figure 20. Encoches multiples recommandées par rapport à une encoche simple.

Des aménagements pour les trop-pleins plus élaborés peuvent également être installés, soit en construisant un cadre de bois ou encore en installant un tuyau d'évacuation (Grosvernier et Staubli, 2009). Par contre, il faut veiller à l'entretien de ces aménagements afin d'assurer leur fonctionnement.

Dans le cas de très gros barrages, Kozulin et al. (2010) suggèrent la construction de ponceaux. Ils conseillent également de

placer des plaques de métal, de bois ou de ciment à la sortie du ponceau en forme de gouttière large pour éviter que le fond du canal ne s'érode.

Afin de diminuer l'érosion des canaux profonds aux parois abruptes, Armstrong et al. (2009) suggèrent de profiler les rebords des canaux entre les barrages pour passer d'un angle droit à un angle d'environ 45°. Lorsque ce profilage est bien exécuté et que de la végétation est placée sur les rebords du canal, ceci permet de retenir la sédimentation, de réduire le débit de l'eau et de diminuer l'érosion des berges. De plus, cette technique peut être très appropriée dans des habitats fréquentés par une faune abondante, puisqu'elle facilite la circulation des grands animaux, par exemple un orignal qui se retrouverait dans un canal pourrait en sortir plus facilement.

Pour l'ensemble des barrages, il est recommandé de créer une pente douce de tourbe bien tassée en amont et en aval du barrage. Ces pentes douces stabilisent la structure et permettent la végétalisation du barrage. Pour empêcher que la tourbe ne soit emportée par l'eau, celle-ci peut être recouverte d'un filet de stabilisation (natte en fibre de noix de coco par exemple – voir Figure 21). La végétation peut être ajoutée sur le dessus de l'ouvrage à la fin de l'installation. Si une natte



Figure 21. Installation d'un filet de stabilisation à la tourbière de la Grande plée Bleue (Québec).

PHOTO : Marie-Claire LeBlanc

de noix de coco est utilisée, il est aussi possible de réaliser des plantations de végétaux en incisant légèrement la natte. L'installation de la natte devrait suivre les recommandations du fabricant. Il faut garder en tête que la tourbe, même bien tassée, est un substrat plus instable que ceux sur lesquels sont normalement utilisées de telles structures de rétention (par ex. : bord de route). De longs pieux de bois enfoncés à l'aide d'une masse fixent plus solidement la natte que les agrafes métalliques généralement utilisées.

Lors de la construction de barrages simples, sans comblement, Armstrong et al. (2009) recommandent de positionner les barrages en angle par rapport au canal et non de façon perpendiculaire. Lorsque la quantité d'eau excède la capacité de retenue d'eau du barrage, cette disposition devrait empêcher l'eau de contourner le barrage de chaque côté, érodant ainsi les rebords, pour ensuite retomber dans le canal.

BARRAGES : BLOCAGE DES CANAUX DE PETITE DIMENSION

Barrage en panneau de bois

Les barrages en panneaux de bois sont des ouvrages abordables qui sont efficaces sur des canaux peu profonds. La dimension standard des panneaux de bois trouvés dans les commerces est habituellement de 1,25 m x 2,5 m, c'est pourquoi ils ne peuvent être utilisés dans des canaux de plus grandes dimensions. Le panneau doit être introduit à une profondeur minimale de 60 cm dans la tourbe (si possible, au moins 30 cm dans le sol minéral) et doit dépasser également d'au moins 60 cm de chaque côté du canal pour éviter les infiltrations en périphérie du barrage (Grosvernier et Staubli, 2009; Figure 22). Si la présence de bois mort rend l'installation du panneau difficile, une tronçonneuse peut être utilisée pour creuser une fente dans le canal. Pour faciliter l'insertion du panneau dans la fente, Grosvernier et Staubli (2009) recommandent l'utilisation d'une traverse métallique qui permet d'utiliser la pelle mécanique pour entrer le panneau profondément dans la tourbe sans l'abîmer.

Lorsque la tourbe est très molle, Armstrong et al. (2009) recommandent l'utilisation de panneaux de bois plutôt que des techniques de blocage superficiel (par ex. : balle de paille et tourbe, discutée plus bas). Les panneaux peuvent être ancrés dans le substrat et ont moins de chance d'être emportés par une masse d'eau ou de tourbe peu stable. Une petite quantité



Figure 22. Installation d'un panneau de bois recouvert de géotextile (tourbière de Bic – Saint-Fabien, Québec).

de tourbe bien tassée placée en amont et en aval du panneau doit être prévue afin de stabiliser et d'habiller l'ouvrage.

Barrage en panneau de métal, de plexiglas ou de plastique ondulé

La technique des barrages en panneau de bois peut être reproduite avec différents matériaux, incluant des panneaux de métal, de plexiglas ou de plastique ondulé. Selon l'étude d'Armstrong et al. (2009), qui compare 32 sites de remouillage au Royaume-Uni, les panneaux de bois sont plus efficaces que les panneaux de plastique ondulé. Toutefois, le choix d'un ou l'autre de ces matériaux peut être influencé par plusieurs facteurs. Par exemple, si le site de remouillage ne permet pas l'accès à la machinerie et que le matériel doit être transporté à la main, il sera préférable d'opter pour un matériel plus léger comme le plastique ondulé. Par contre, si l'objectif de départ consiste à introduire des matériaux naturels seulement, le choix des panneaux de bois sera plus approprié. Les panneaux de bois, étant des matériaux plus poreux, ont le potentiel de retenir plus de sédiments et donc induire un comblement naturel plus rapide du canal en amont du barrage lorsqu'il

est installé seul (c.-à-d. sans ajout de tourbe tassée en amont et en aval du barrage tel que recommandé dans la section précédente; Armstrong et al., 2009). D'un point de vue esthétique, les panneaux de bois se fondent donc plus facilement dans le paysage. Côté durabilité, les panneaux de métal non oxydable, bien que plus chers, ne risquent pas de se fendiller ou de pourrir avec les années et sont très résistants.

Barrage avec panneaux doubles

Cette technique, proposée par Grosvernier et Staubli (2009), est une variante des barrages en panneaux. Cette technique est favorable lorsque la colonne d'eau à retenir est de plus de 50 cm. Il suffit de mettre en place deux panneaux indépendants et perpendiculaires au canal à 3 ou 4 m de distance l'un de l'autre. La portion du canal comprise entre les deux panneaux est ensuite remplie suivant une des techniques de comblement décrites plus haut (avec de la tourbe ou avec de la sciure de bois). La végétation se trouvant au fond du canal peut être récupérée avant le début des travaux, conservée, puis transférée sur la portion comblée à la fin des travaux.

Barrage de tourbe

Pour un canal de drainage où la pente et la pression d'eau sont faibles, la construction de barrage à base de tourbe est une option économique envisageable. La végétation prélevée au fond du canal est conservée et mise de côté afin d'être ajoutée au-dessus du barrage à la fin des travaux. Il est important d'enlever environ 30 cm d'épaisseur de la couche qui tapisse le canal afin d'assurer une meilleure adhérence de la nouvelle tourbe avec le canal (Kozulin et al., 2010).

Le barrage consiste en une masse de tourbe bien compactée dans le fond du canal formant un monticule d'une hauteur excédant d'au moins 30 à 50 cm le niveau de la tourbière (Quinty et Rochefort, 2003); Kozulin et al. (2010) recommandent même un excédent de 0,7 à 1 m. Le barrage doit également être plus large que le canal, soit de 2 à 3 m plus large que les parois du canal (Quinty et Rochefort, 2003; Kozulin et al., 2010). Plus le barrage sera long, dans le sens du canal, plus il sera solide.

Afin d'assurer une compaction optimale, une pelle mécanique doit presser la tourbe à chaque couche ajoutée dans le canal. La tourbe utilisée ne doit pas être de la tourbe de surface comme c'est le cas pour le comblement. Il faut plutôt utiliser de la tourbe provenant d'une plus grande profondeur, c'est-à-dire plus décomposée. Plus la tourbe est décomposée, plus la conductivité hydraulique est basse, ce qui assure une meilleure

étanchéité (Rochefort, 2001). Il faut éviter les bouts de bois mort dans la tourbe qui peuvent être des portes d'entrée pour l'infiltration d'eau (Quinty et Rochefort, 2003). Des barrages de tourbe bien exécutés placés à des intervalles de 50 à 75 m permettent une remontée de la nappe phréatique (Price, 1996; voir Figure 23 pour un barrage de tourbe en cours de construction).

Barrage avec balles de paille ou de branches d'éricacées

Dans une tourbière drainée par de petits canaux, une option de blocage est l'utilisation d'une balle de paille (Evans et al., 2005; Armstrong et al., 2009; Figure 24) ou d'une balle d'éricacées (Blanket bogs in Wales, 2011). La balle de paille



Figure 23. Barrage de tourbe en cours de construction à la tourbière de la Grande plée Bleue (Québec).

ou d'éricacées est compactée dans le canal et solidifiée soit avec des billots d'arbres entrés profondément dans le fond du canal ou avec d'autres types de pieux. La balle de paille est, selon la région, facilement accessible et abordable. Puisque ces structures sont naturelles, elles permettent un résultat esthétique intéressant.

Ce n'est pas la balle de paille telle quelle qui bloquera l'eau s'écoulant dans le canal, mais c'est plutôt la sédimentation s'accumulant dans la balle de paille qui permettra un remouillage efficace. Selon Armstrong et al. (2009), le taux de succès de cette technique est comparable à celui du barrage en panneau de bois. Ces auteurs recommandent fortement cette technique lorsque la tourbe du fond du canal est sèche. En effet, dans cette situation, la balle de paille accumulera

les sédiments au fur et à mesure du remouillage et s'adaptera au changement de consistance de la tourbe. Au contraire, un barrage construit pour être étanche, comme un panneau de bois, aura plus de mal à s'adapter au changement de volume de la tourbe lorsque celle-ci sera inondée. Le risque d'échec est donc plus élevé. Tel que précisé par Evans et al. (2005), il est important de s'assurer de l'absence de pesticides dans la paille pour éviter toute contamination.

Barrage en rondins de bois

Le barrage en rondins de bois est une technique fortement déconseillée (Grosvernier et Staubli, 2009). Pour l'exécution de cette technique, des rondins de bois sont empilés horizontalement ou placés côte à côte verticalement dans le canal. L'assemblage des rondins les uns sur les autres n'assure pas l'étanchéité (Figure 25), c'est plutôt la masse de tourbe qui s'accumule en amont des rondins qui permet la retenue de

l'eau. Pour améliorer l'étanchéité du barrage, un géotextile peut être ajouté au barrage. Le GRET a tout de même expérimenté cette technique à l'été 2010 pour le remouillage d'un fen dans la région du Bas-Saint-Laurent. Il a fallu plus de quatre heures pour la construction et les ajustements d'un barrage en rondins de bois de petite dimension, alors que la construction et la mise en place de cinq autres barrages subséquents à l'aide d'un panneau de bois n'ont pris qu'une heure par barrage, incluant l'entourbement en amont et en aval et le remplacement de la végétation.



PHOTO : Flor Salvador

Figure 25. Barrage en rondins de bois – approche déconseillée.



PHOTO : Geneviève Allard

Figure 24. Balles de paille.

BARRAGES : BLOCAGE DES CANAUX DE MOYENNE ET DE GRANDE DIMENSION

Barrage en palissade de bois

Cette technique consiste à empiler des planches de bois soit horizontalement ou verticalement et de les retenir avec des clous. Parfois, l'enfoncement individuel des planches peut être difficile et donner de mauvais résultats si le substrat est hétérogène et comporte des restants ligneux (observation sur le terrain par Olivier Marcoux; Figure 26). Si la construction est faite à la main, Kozulin et al. (2010) recommandent de coucher un tronc d'arbre d'au moins 30 cm de diamètre au fond du canal et d'y accoter les planches enfoncées verticalement pour assurer une meilleure stabilité. Pour faciliter la tâche, si de la machinerie est disponible, la palissade peut être construite à l'avance avant de l'installer dans le canal (Figure 27).

PHOTO : Olivier Marcoux



Figure 26. Essai de la technique de palissade verticale par enfoncement individuel; constatation des ouvertures entre les madriers.

PHOTO : Olivier Marcoux



Figure 27. Palissade en planches de bois.

Tout comme avec les types de barrage précédents, les planches doivent être enfoncées dans la tourbe le plus profondément possible au fond du canal et dans les parois (au minimum 60 cm) pour assurer la solidité de la structure et éviter l'érosion (Grosvernier et Staubli, 2009). Afin d'assurer l'étanchéité de l'ouvrage, un géotextile ou une membrane de polyéthylène doit être installé de façon à couvrir complètement la façade en amont de l'ouvrage pour prévenir les infiltrations. Les dimensions des planches peuvent varier, toutefois, plus les planches sont épaisses, plus elles seront résistantes. Une petite quantité de tourbe bien tassée et placée en amont et en aval du barrage permet d'habiller et de solidifier l'ouvrage.

Lorsque les palissades ne peuvent pas être construites à l'avance et transportées, les matériaux de prédilection sont les planches bouvetées dont le bout est en biseau. Les planches bouvetées, grâce à leurs rebords avec rainure et languette, s'emboîtent les unes dans les autres, assurant une étanchéité optimale. À cause de leurs extrémités en biseau, les planches, lorsqu'elles sont enfoncées dans la tourbe jusqu'au minéral, sont poussées fermement les unes contre les autres. Afin d'éviter tout déboîtement, Grosvernier et Staubli (2009) recommandent l'utilisation de lattes posées horizontalement de chaque côté de la palissade et fixées ensemble avec un serre-joint en guise de guide. Une planche est enfoncée en permanence à l'extrémité du canal et une deuxième planche située à plusieurs mètres vers l'autre extrémité du canal sert de support pour les lattes. L'espace qui se trouve entre les lattes permet d'aligner les autres planches. Ces lattes peuvent être vissées à la palissade à la fin de la construction. Afin d'assurer la solidité de la palissade, des ancrages latéraux et verticaux peuvent lui être ajoutés (Figure 28).

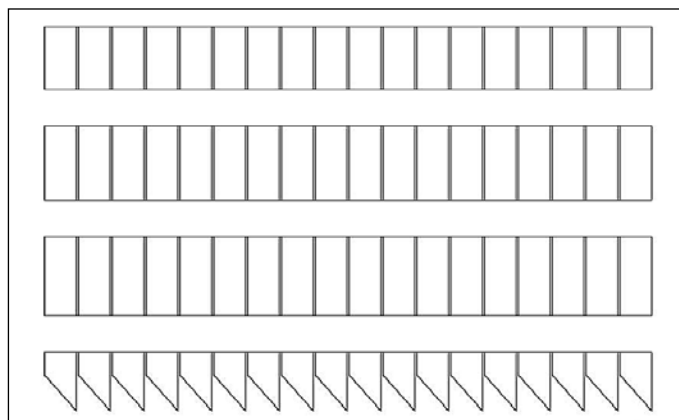


Figure 28. Schéma d'une palissade verticale avec renforcement horizontal.

SCHÉMA : Olivier Marcoux

Kozulin et al. (2010) suggèrent une autre configuration (Figure 29). Avec cette technique, l'enfoncement des planches débute par le centre et s'ajoute progressivement sur les côtés. Le centre du barrage est plus bas, ce qui permet à une certaine quantité d'eau de circuler. Ce type de configuration est recommandé pour des canaux d'une largeur d'environ 2 m où la pression de l'eau est forte et l'écoulement de l'eau est élevé (jusqu'à 2 m³/s).

Il faut s'assurer de faire les palissades suffisamment larges pour éviter l'érosion des berges. C'est-à-dire, pour une palissade de 2 m de largeur, il faut ajouter 1 m de plus de chaque côté du canal, sur les berges (Kozulin et al., 2010). Il est important de bien sonder le fond du canal avant le début des travaux pour déterminer l'endroit optimal pour la pose de la palissade, c'est-à-dire l'endroit où il y a le moins de bois mort ou de racines. Les racines et le bois mort situés en surface peuvent être coupés à l'aide d'une tronçonneuse. Si la pression de l'eau est trop forte, il est possible de doubler la paroi avec un comblement au milieu, comme pour la technique de barrage avec panneau double. Puisqu'il n'est pas évident d'entrer toutes les planches à la même profondeur, à la fin de l'installation des planches, le dessus de celles-ci peut être égalisé à la tronçonneuse. L'habillement de l'ouvrage avec des pentes de tourbe en amont et en aval permet de stabiliser les structures.

Palissade de bois double avec comblement

Les palissades en planches peuvent être doublées pour plus de solidité. Lorsqu'une palissade double est construite sur la

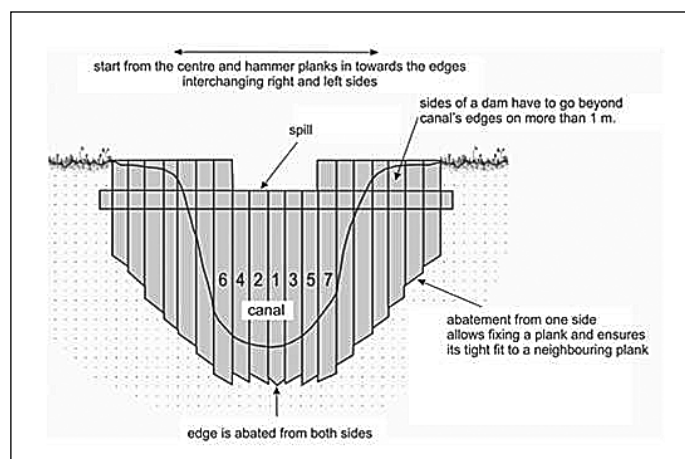


Figure 29. Palissade verticale construite à partir du centre et abaissée au milieu pour contrer la pression de l'eau et permettre son passage. Figure tirée de Kozulin et al. (2010).

terre ferme, avant d'être installée dans le canal, elle peut être fabriquée en deux sections : une base et une section supérieure. La Figure 30 est un schéma de construction d'une palissade double réalisée pour un canal de drainage soumis à une forte pression d'eau et d'une dimension de 3 m de largeur par 1,75 m de profondeur jusqu'à l'horizon minéral. Les palissades sont retenues ensemble par des madriers cloués et appuyés à des structures en U pour plus de stabilité (Figure 31). La base est solidement installée au fond de la tranchée et comblée. Par la suite, la section supérieure est ajoutée, solidifiée à l'aide de clous et comblée à son tour. Les étapes et le matériel nécessaire pour de ce type de barrage sont très bien décrits dans le rapport d'étape 2010 du projet de remouillage de la section sud de la tourbière Grande plée Bleue (Landry et Marcoux, 2011). Pour toute palissade horizontale de grande dimension, il faut s'assurer d'alternar les joints entre les planches pour éviter que la palissade ne se scinde en deux.

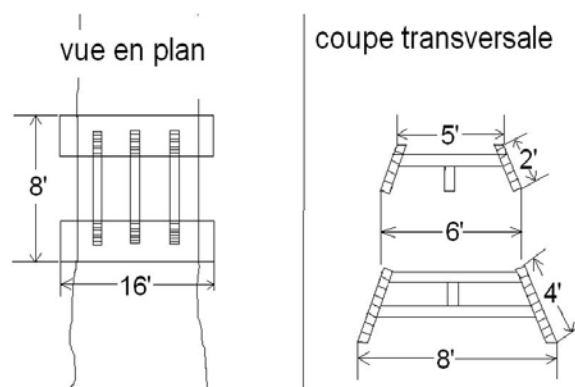


Figure 30. Plan de construction d'une palissade de bois double. La coupe transversale de gauche représente les deux sections du barrage construites séparément et assemblées dans le canal.



Figure 31. Structures en U pour stabiliser les travers.

PHOTO : Olivier Marcoux

Barrage en emboîtement de plastique rigide (« plastic piling »)

Cette technique, comparable à la palissade de bois, permet le blocage de canaux de grande dimension, mais avec un matériel différent. Puisque le matériel est très résistant, cette technique est tout indiquée dans les canaux emmagasinant beaucoup d'eau, comme les tourbières en pente ou encore pour un canal principal où se déversent d'autres canaux secondaires (Armstrong et al., 2009). Ce type de palissade doit être enfoncé le plus profondément possible dans le minéral pour être efficace et éviter que l'eau s'infilte sous l'ouvrage. Il est également possible de doubler le barrage pour plus de solidité. La palissade de plastique ne piège pas les sédiments aussi efficacement que les barrages en bois ou en balle de paille. L'eau s'accumulant en amont de l'ouvrage crée du mouvement et déloge les sédiments au fur et à mesure qu'ils s'accumulent, les gardant en suspension dans l'eau (Evans et al., 2005). Conséquemment, lorsqu'installé seul, ce type de barrage est moins discret puisqu'il n'est pas camouflé par la tourbe aussi rapidement que les barrages en matériel naturel plus poreux. Pour un aspect esthétique plus intéressant, il est donc important d'habiller le barrage avec de la tourbe tassée en amont et en aval.

Gabion de pierres

Le gabion de pierres est une structure solide pouvant être érigée dans un canal de drainage atteignant la couche minérale (Figure 32). Comme c'est le cas pour la technique avec balle de paille, ce n'est pas la pierre comme telle qui empêchera

l'eau de circuler, mais plutôt la tourbe qui sédimentera et qui bloquera les espaces entre les pierres. Il est important de choisir des pierres acides pour ne pas bouleverser la chimie de l'eau de la tourbière. Les pierres sont maintenues ensemble grâce à des cages métalliques reliées entre elles par des ligatures, formant ainsi un mur solide en mesure de retenir de grandes quantités d'eau. Cette option peut être intéressante à utiliser dans de gros canaux érodés jusqu'au sol minéral. Par contre, elle peut s'avérer dispendieuse si le matériel doit être transporté sur le site. Selon Evans et al. (2005), le mur de pierre peut également demander un entretien rigoureux.

Barrage par empilement de pierres avec murs

Kozulin et al. (2010) suggèrent un autre type de barrage colossal pour les gros canaux de drainage. Pour commencer, une palissade de bois est placée perpendiculairement au canal. Cette dernière doit être enfoncée très profondément (minimum de 8 m de profondeur). De chaque côté de la palissade, un empilement de tourbe en pente vient s'appuyer sur une distance de 5 à 20 m. Ensuite sur ces deux pentes de tourbe vient s'ajouter une couche de pierres de 20 cm de hauteur au minimum. À chaque extrémité de la construction, une palissade est installée pour éviter que les roches ne s'écroulent.

DISPOSITIF DE RÉGULATION DE L'EAU

Caisson de régulation en bois

Le caisson de régulation est utilisé lorsque l'eau est canalisée vers un seul exutoire. Cette technique permet un apport progressif d'eau dans le système par une trappe. L'eau peut être contrôlée soit par le haut avec une série de planches empilées qui peuvent être enlevées ou ajoutées en fonction de la hauteur désirée (Figure 33) ou soit par le bas à l'aide d'une trappe qui s'ouvre (Figure 33). Les caissons de régulation sont plus efficacement utilisés dans les canaux de petite dimension, par contre ils peuvent être combinés à une palissade (Grosvernier et Staubli, 2009) pour des exutoires de plus grande dimension ou encore être bonifiés de panneaux de bois comme le deuxième caisson de la Figure 33. Le premier caisson de la Figure 33 possède également des panneaux de bois de chaque côté pour empêcher l'érosion, mais ceux-ci sont enfouis sous la tourbe pour un résultat plus esthétique. Les caissons doivent être fixés solidement aux parois et au fond du canal pour éviter les infiltrations. Pour plus de stabilité, l'intérieur du caisson peut être partiellement rempli de roche ou le caisson peut être solidifié avec des pièces de métal. Pour l'installation de cet ouvrage, une pelle mécanique est nécessaire.



PHOTO : Line Rochefort

Figure 32. Gabion de pierres (Afrique du Sud).

PHOTO : Marlies Hämi



PHOTO : Josée Landry



Figure 33. Caisson de régulation avec contrôle par le haut (1^{re} photo), installé à l'embouchure d'un bassin à Sainte-Marguerite, au Québec. Caisson de régulation avec contrôle par le bas (2^e photo), installé à l'embouchure d'un bassin à Shippagan (Nouveau-Brunswick).

Construction de contrôle de l'eau en ciment

Grosvernier et Staubli (2009) proposent un modèle de chambre de ciment avec vanne de contrôle. Kozulin et al. (2010) proposent pour leur part des ponceaux de ciment avec système de contrôle. Ces deux modèles remplissent les mêmes objectifs que le caisson de régulation, par contre, ils sont beaucoup plus complexes et coûteux à réaliser. Toutefois, ils sont très solides et peuvent gérer un plus grand volume d'eau. Ils doivent être installés idéalement sur un substrat minéral avec l'aide d'un ingénieur hydrique.

PRÉLÈVEMENT DE MATÉRIEL POUR COMBLEMENT ET SOLIDIFICATION

Lors des travaux de remise en eau d'une tourbière, il est important de développer une stratégie de prélèvement de matériel qui aura le moins d'impact possible sur le milieu. Le matériel de prédilection dans les tourbières acides est sans contredit la tourbe. Cette ressource est non seulement disponible sur le

terrain, mais elle a également le pH approprié qui permettra de garder intègres les propriétés chimiques du milieu. Pour des travaux de comblement d'un canal, afin d'assurer la circulation de l'eau et le retour d'une hydrologie plus « normale », de la tourbe de surface peu décomposée doit être utilisée (Grosvernier et Staubli, 2009). Tandis que lors de la construction de barrages nécessitant du matériel pour imperméabiliser ou stabiliser des barrages, il vaut mieux prélever de la tourbe plus décomposée et plus imperméable que la tourbe de surface (Armstrong et al., 2009).

Pour l'excavation en vue d'obtenir la tourbe, une technique tout indiquée est de creuser des mares en amont des barrages (Figure 34; Armstrong et al., 2009; Grosvernier et Staubli, 2009). Ces mares créent des genres de bassins de rétention qui réduisent la vitesse de l'eau lorsque celle-ci devient soudainement abondante, ce qui permet de diminuer les risques d'érosion (Armstrong et al., 2009). D'un point de vue écologique, la construction de mares est désirable, puisqu'elles ont le potentiel d'augmenter la diversité des espèces fauniques et floristiques (Poulin et al., 2002; Fontaine et al., 2007). Par contre, la construction d'une série de petites mares qui renferment des quantités d'eau moins importantes est préférable à celle de grosses mares qui ont le potentiel de s'effondrer plus facilement (Evans et al., 2005).



PHOTO : Olivier Marcoux

Figure 34. Formation d'une mare permettant le prélèvement de matériel de tourbe pour la construction d'un barrage de tourbe à la tourbière de la Grande plée Bleue (Québec).

Outre la tourbe, d'autres matériaux de comblement peuvent être utilisés. La sciure de bois, un matériel inerte et organique, peut être une alternative intéressante. Puisque la sciure de bois peut être mélangée à des copeaux de bois, ce type de matériel peut être intéressant en vue d'éliminer les rondins de bois laissés sur le site après la coupe d'arbres pour la préparation du terrain.

Pour un remplissage plus solide, la roche peut être utilisée dans le comblement de certains barrages et caissons. Par contre, il faut éviter les roches trop calcaires qui pourraient changer les propriétés chimiques de la tourbière. Par exemple, à première vue, l'argile semble un matériel intéressant très imperméable, mais il faut limiter son utilisation puisqu'elle est généralement basique et contient beaucoup de minéraux. Un excès de minéraux et d'alcalinité est néfaste pour la croissance des sphaignes.

RECOMMANDATIONS PRATIQUES APPLICABLES À TOUTES LES TECHNIQUES

Voici quelques recommandations qui s'appliquent à toutes les techniques de construction de barrage ou de comblement :

- Les travaux devraient être menés lors de la période la plus sèche de l'année. Si les travaux doivent être exécutés en période humide ou si de l'eau se trouve dans les canaux en permanence, il est nécessaire d'évacuer l'eau à l'aide d'une pompe afin d'assurer une meilleure adhérence des barrages. Il peut être nécessaire de construire des barrages temporaires en aval et en amont du barrage ou de dévier l'eau dans un canal secondaire pour permettre la construction dans un endroit le plus sec possible (Grosvernier et Staubli, 2009; Kozulin et al., 2010).
- Évitez de travailler en période de gel : la tourbe et l'argile sont alors très difficiles à manipuler et leur structure est peu stable.
- Lors de la construction de gros barrages de bois comblés avec de la tourbe, il peut être nécessaire d'ajouter de la pierre ou du ciment pour solidifier l'ouvrage et pour contrer la flottabilité de la structure.
- Il est préférable d'utiliser des essences de bois solides qui ne pourrissent pas facilement, comme le cèdre, la pruche, le pin gris ou rouge et le mélèze (Ministère des Ressources

naturelles du Québec, 1997). L'épinette est également un bon choix, plus économique. Évitez le bouleau et le tremble qui ont tendance à se décomposer plus facilement.

- Lorsque les barrages sont construits en bois, il est important de minimiser les risques de pourriture. Il faut limiter le contact avec l'oxygène en gardant un niveau d'eau élevé afin de maintenir les ouvrages submergés ou en ajoutant de la tourbe bien tassée en amont, en aval et sur l'ouvrage (Grosvernier et Staubli, 2009). Le recouvrement des ouvrages par de la végétation donne des résultats plus esthétiques et vous contribuerez à la formation de nouveaux habitats.
- Afin d'optimiser l'imperméabilité, un géotextile peut être ajouté à tous les ouvrages (Figure 35).



Figure 35. Installation d'un géotextile à la base d'un futur barrage à la tourbière de Bic – Saint-Fabien (Québec).

PHOTO : Flor Salvador



CONCLUSION

Le drainage des tourbières est une technique répandue qui entraîne de nombreux impacts bien documentés dans la littérature. Toutefois, il existe une panoplie de techniques permettant de bloquer les canaux de drainage favorisant le retour de conditions plus propices au développement et au fonctionnement normal d'une tourbière. Afin de guider les intervenants dans le choix d'une technique permettant le blo-

cage de canaux de drainage en tourbière, nous avons construit un arbre d'aide à la décision (Figure 36). Il est à noter que les recommandations données par cet outil ne tiennent pas compte du budget de l'intervenant. Néanmoins, il fournira une bonne piste de départ pour le succès de tout projet de remouillage en tourbière.

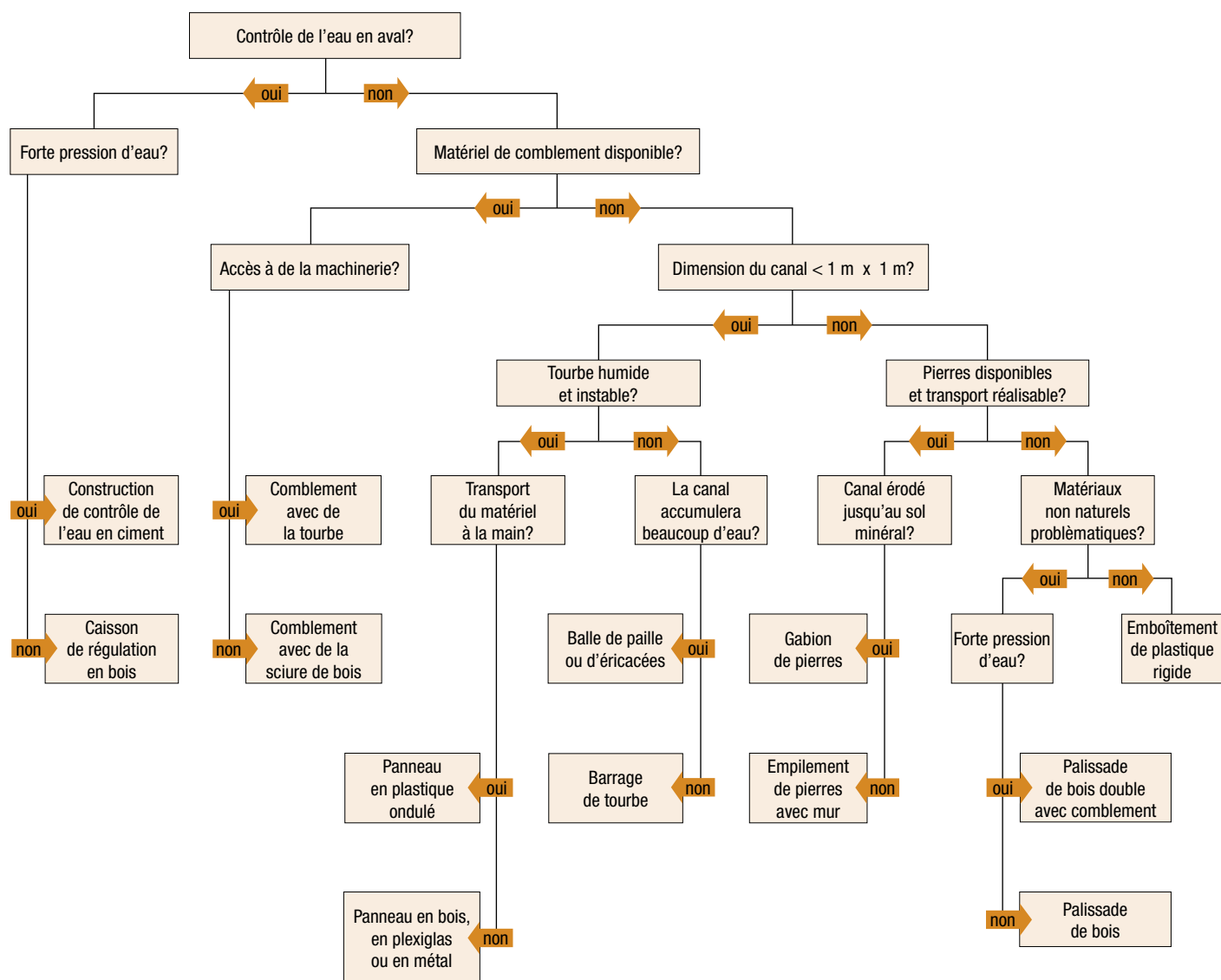


Figure 36. Arbre d'aide à la décision pour le blocage d'un canal de drainage en tourbière.

REMERCIEMENTS

Nous aimerions premièrement remercier le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et Parcs du Québec pour le financement de ce projet. Merci également à Claire Boismenu pour la révision linguistique et à tous ceux qui ont fourni des photos ou des documents ayant contribué à enrichir cette revue de littérature. Merci à François Quinty pour ses nombreux essais de barrages en tourbière et les discus-

sions constructives les entourant. Nous aimerions également remercier les partenaires industriels de la Chaire de recherche industrielle du CRSNG en aménagement des tourbières pour leur intérêt à l'essai de nouvelles techniques. Merci à Nirom pour leur aide avec l'application de diverses techniques de blocage d'un canal de drainage à la tourbière de la Grande plée Bleue à l'automne 2010.



BIBLIOGRAPHIE

- Ahti, E. 1980. Ditch spacing experiments in estimating the effects of peatland drainage on summer runoff. *International Association of Hydrological Sciences Publication* 130: 49-53.
- Aldridge, D. W., B. S. Payne et A. C. Miller. 1987. The effects of intermittent exposure to suspended solids and turbulence on 3 species of fresh-water mussels. *Environmental Pollution* 45: 17-28.
- Alm, J. 2010. Greenhouse gas balance in peatlands drained for forestry. *Dans* : J. Parviainen, E. Vapaavuori et A. Mäkelä (éd.), *Finland's Forests in Changing Climate. Working Papers of the Finnish Forest Research Institute* 159. 50 p.
- Andersen, R., A.-J. Francez et L. Rochefort. 2006. The physicochemical and microbial status of a restored bog in Québec: identification of relevant criteria to monitor success. *Soil Biology & Biochemistry* 38: 1375-1387.
- Andersen, R., L. Grasset, M. N. Thormann, L. Rochefort et A.-J. Francez. 2010. Changes in microbial community structure and function following Sphagnum peatland restoration. *Soil Biology and Biochemistry* 42: 291-301.
- Andersen, R., J. Landry et L. Rochefort. 2011. La chimie des tourbières du Québec: une synthèse de 30 années de données. *Le Naturaliste canadien* 135: 5-14.
- Armstrong, A. 2000. DITCH: a model to simulate field conditions in response to ditch levels managed for environmental aims. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 77: 179-192.
- Armstrong, A. et S. Rose. 1999. Ditch water levels managed for environmental aims: effects on field soil water regimes. *Hydrology and Earth System Sciences* 3: 385-394.
- Armstrong, A., J. Holden, P. Kay, M. Foulger, S. Gledhill, A. T. McDonald et A. Walker. 2009. Drain-blocking techniques on blanket peat: A framework for best practice. *Journal of Environmental Management* 90: 3512-3519.
- Armstrong, A., J. Holden, P. Kay, B. Francis, M. Foulger, S. Gledhill, A. T. McDonald et A. Walker. 2010. The impact of peatland drain-blocking on dissolved organic carbon loss and discolouration of water; results from a national survey. *Journal of Hydrology* 381: 112-120.
- Aro, L. 2000. Root penetration of Scots pine and silver birch on cut-away peatlands. *Dans* : L. Rochefort et J.-Y. Daigle (éd.), *Pour une gestion harmonieuse des tourbières. Actes du 11e Congrès international de la tourbe. Volume II. Québec, 6 au 12 août 2000. Canadian Society of Peat and Peatlands, Shippagan, N.-B. et International Peat Society, Jyväskylä, Finlande.*
- Åström, M., E.-K. Aaltonen et J. Koivusaari. 2001. Impact of ditching in a small forested catchment on concentrations of suspended material, organic carbon, hydrogen ions and metals in stream water. *Aquatic Geochemistry* 57: 57-73.
- Belleau, P., A. P. Plamondon, R. Lagacé et S. Pépin. 1992. Hydrodynamique d'une pessière noire drainée. *Canadian Journal of Forest Research* 22: 1063-1070.
- Blanket bogs in Wales. 2011. Ditch blocking. En ligne : http://www.blanketbogswales.org/restoration/ditch-blocking_121.html. Consulté le 11 avril 2011.
- Blodau, C. et T. Moore. 2003. Experimental response of peatland carbon dynamics to a water table fluctuation. *Aquatic Sciences* 65: 47-62.
- Boelter, D. H. 1965. Hydraulic conductivity of peats. *Soil Science* 100: 227-231.
- Boelter, D. H. 1972. Water table drawdown around an open ditch in organic soils. *Journal of Hydrology* 15: 329-340.
- Braekke, F. H. 1983. Water table levels at different drainage intensities on deep peat in northern Norway. *Forest Ecology and Management* 5: 169-192.
- Burke, W. 1975. Effect of Drainage on the Hydrology of Blanket Bog. *Irish Journal of Agricultural Research* 14: 145-162.
- Cagampan, J. P. et J. M. Waddington. 2008. Moisture dynamics and hydrophysical properties of a transplanted acrotelm on a cutover peatland. *Hydrological Processes* 22: 1776-1787.
- Calmé, S. 1998. Les patrons de distribution des oiseaux des tourbières méridionales. Thèse de doctorat. Département des sciences du bois et de la forêt, Université Laval, Québec, 92 p.

- Calmé, S. et S. Haddad. 1996. Peatlands: A new habitat for the Upland Sandpiper, *Bartramia longicauda*, in Eastern Canada. *Canadian Field Naturalist* 110: 326-330.
- Calmé, S., A. Desrochers et J.-P. L. Savard. 2002. Regional significance of peatlands for avifaunal diversity in southern Québec. *Biological Conservation* 107: 273-281.
- Chapman, S. J. et M. Thurlow. 1998. Peat respiration at low temperatures. *Soil Biology and Biochemistry* 30: 1013-1021.
- Chimner, R. A. et D. J. Cooper. 2003. Influence of water table levels on CO₂ emissions in a Colorado subalpine fen: an in situ microcosm study. *Soil Biology and Biochemistry* 35: 345-51.
- Clements, W. H., D. M. Carlisle, J. M. Lazorchak et P. C. Johnson. 2000. Heavy metals structure benthic communities in Colorado mountain streams. *Ecological Applications* 10: 626-638.
- Clymo, R. S. 1983. Peat. *Dans* : A. J. P. Gore (éd.), *Ecosystems of the world 4A. Mires: swamps, bog, fen and moor*. Elsevier, Amsterdam: 159-224.
- Clymo, R. S. 1992. Models of peat growth. *Suo* 43: 127-36.
- Cummins, T. et E. P. Farrell. 2003. Biogeochemical impacts of clearfelling and reforestation on blanket peatland streams. I. Phosphorus, *Forest Ecology and Management* 180: 545-555.
- Daigle, J.-Y. et H. Gautreau-Daigle, H. 2001. Canadian peat harvesting and the environment. Canadian Sphagnum Peat Moss Association, Environment Canada et North American Wetlands Conservation Council Committee. Issues Paper No. 2001-1. 41 p.
- David, J. S. et D. C. Ledger. 1988. Runoff generation in a plough drained peat bog in southern Scotland. *Journal of Hydrology* 99: 187-199.
- Domaine, E., N. Desrosiers et B. Skinner. 2010. Les insectes susceptibles d'être désignés menacés ou vulnérables au Québec. *Le Naturaliste canadien* 134: 16-26.
- Doucet, R., J.-M. Ruel, S. Jutras, G. Lessard, M. Pineau, G. Prigent et N. Thiffault. 2009. Sylviculture appliquée. *Dans* : Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Manuel de foresterie, 2^e édition. Ouvrage collectif, Éditions MultiMondes, Québec: 1147-1186.
- Eco-pulse Environnemental Consulting Services. 2010. Wetland Assessment Report, T32B-03. 29 p.
- Egglesmann, R., A. L. Heathwaite, G. Gross-Braukmann, E. Kuster, W. Naucke, M. Schich et V. Schweikle. 1993. Physical processes and properties of mires. *Dans* : A. L. Heathwaite et K. H. Gottlich, *Mires, process, exploration and conservation*. John Wiley & Sons, Chichester, Royaume-Uni :171-262.
- Environnement Canada (Gouvernement du Canada). 2010. Le rapport d'inventaire national: 1990-2008, sources et puits de gaz à effet de serre au Canada. Gouvernement du Canada, Environnement Canada, Division des gaz à effet de serre. (Disponible en ligne : <http://www.ec.gc.ca/Publications/default.asp?lang=Fr&xml=492D914C-2EAB-47AB-A045-C62B2CDACC29>)
- Evans, M., T. Allott, J. Holden, C. Flitcroft et A. Bonn. 2005. Understanding Gully Blocking in Deep Peat. *Moors for the Future Report No 4*. Castleton, Derbyshire. 102 p.
- Faubert, P. 2004. The effect of long-term water level drawdown on the vegetation composition and CO₂ fluxes of a boreal peatland in central Finland. Mémoire de M.Sc., département de phytologie, Université Laval, Québec. 67 p.
- Fay, E. et C. Lavoie. 2009. The impact of birch seedlings on evapotranspiration from a mined peatland: an experimental study in southern Quebec, Canada. *Mires and Peat* 5: 1-7.
- Fontaine, N., M. Poulin et L. Rochefort. 2007. Plant diversity associated with pools in natural and restored peatlands. *Mires and Peat* 2: 1-17.
- Francis, S. et J. A. Taylor. 1989. The effect of forestry drainage operations on upland sediment yields: A study of two peat-covered catchments. *Earth Surface Processes and Landforms* 14: 73-83.
- Glenn, S., A. Heyes et T. Moore. 1993. Carbon dioxide and methane fluxes from drained peat soils, southern Québec. *Global Biogeochemical* 7: 247-257.

- Gorham, E. 1991. Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological Applications* 1: 182-195.
- Gottwald, F. et A. Seuffert. 2005. Rewetting of the mesotrophic terrestrialization mire «Mellnsee» (Germany) - raising water level versus nutrient input. *Dans* : W. Kotowski (éd.), *Anthropogenic influence on wetlands biodiversity and sustainable management of wetlands*. Warsaw Agricultural University Press, Warsaw: 123-133.
- Gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux du Canada (Les). 2010. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010. *Conseils canadiens des ministres des ressources*, Ottawa, Ontario. 148 p. (Disponible en ligne: <http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=83A35E06-1>)
- Grégoire Taillefer, A. et T. A. Wheeler. 2010. Effect of Drainage Ditches on Brachycera (Diptera) Diversity in a Southern Quebec Peatland. *Entomological Society of Canada* 142: 160-172.
- Grosvernier, P. et P. Staubli. 2009. Régénération des hauts-maraix Bases et mesures techniques, *L'environnement pratique* n°0918. Office fédéral de l'environnement, Berne, Suisse. 96 p.
- Hayward, P. M., et R. S. Clymo. 1982. Profiles of water content and pore size in Sphagnum and peat, and their relations to peat bog ecology. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B, Biological Sciences* 215: 299-325.
- Hobbs, N. 1986. Mire morphology and the properties and behaviour of some British and foreign peats. *Quarterly Journal of Engineering Geology & Hydrogeology* 19: 7-80.
- Hökkä, H., J. Repola et J. Laine. 2008. Quantifying the inter-relationship between tree stand growth rate and water table level in drained peatland sites within Central Finland. *Canadian Journal of Forest Research* 38: 1775-1783.
- Holden, J. et T. P. Burt. 2003. Hydrological studies on blanket peat: the significance of the acrotelm-catotelm model. *Journal of Ecology* 91: 86-102.
- Holden, J., P. J. Chapman et J. C. Labadz. 2004. Artificial drainage of peatlands: hydrological and hydrochemical process and wetland restoration. *Progress in Physical Geography* 28: 95-123.
- Holden, J., P. J. Chapman, M. G. Evans, N. Haycock, K. Hubacek, P. Kay et J. Warburton. 2007. Vulnerability of organic soils in England and Wales. Defra Report SP0352, full technical report, 151 p.
- Holden, J., M. G. Evans, T. P. Burt et M. Horton. 2006. Impact of land drainage on peatland hydrology. *Journal of Environmental Quality* 35: 1764-1778.
- Ingram, H. A. P. 1978. Soil layers in mires: Function and terminology. *Journal of Soil Science* 29: 224-227.
- Ingram, H. A. P. 1983. Hydrology. *Dans* : A. J. P. Gore (éd.), *Ecosystems of the World 4A: Moores: Swamp, Bog, Fen and Moor*. Elsevier Scientific, Amsterdam: 67-224.
- Jaatinen, K., H. Fritze, J. Laine et R. Laiho. 2007. Effects of short- and long-term water-level drawdown on the populations and activity of aerobic decomposers in a boreal peatland *Global Change Biology* 13: 491-510.
- Joensuu, S., E. Ahti et M. Vuollekoski. 2002. Effects of ditch network maintenance on the chemistry of run-off water from peatland forests. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17: 238-247.
- Joosten, H. et D. Clarke. 2002. Wise use of mires and peatlands. Background and principles including a framework for decision-making. *International Mire Conservation Group and International Peat Society, Finlande*. 304 p.
- Jutras, S., J. Bégin et A. P. Plamondon. 2002. Impact du drainage forestier après coupe sur la croissance de l'épinette noire en forêt boréale. *Canadian Journal of Forest Research* 32: 1585-1596.
- Kalbitz, K., S. Solinger, J.-H. Park, B. Michalzik et E. Matzner. 2000. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review. *Soil Science* 165: 277-304.
- 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.

- Korpela, L. 2004. The importance of forested mire margin plant communities for the diversity of managed boreal forests in Finland. Academic dissertation, Department of Biological and Environmental Sciences, Faculty of Biosciences, University of Helsinki, Helsinki, Finlande. 60 p.
- Kozulin, A. V., N. I. Tanovitskaya et I. N. Vershitskaya. 2010. Methodical Recommendations for ecological rehabilitation of damaged mires and prevention of disturbances to the hydrological regime of mire ecosystems in the process of drainage. Scientific and Practical Center for Bio Resources Institute for Nature Management of the National Academy of Sciences of Belarus, Bélarus. 39 p.
- Lachance, D. et C. Lavoie. 2004. Vegetation of Sphagnum bogs in highly disturbed landscapes: relative influence of abiotic and anthropogenic factors. *Applied Vegetation Science* 7: 183-192.
- Lachance, D., C. Lavoie et A. Desrochers. 2005. The impact of peatland afforestation on plant and bird diversity in southeastern Québec. *Écoscience* 12: 161-171.
- Lai, D. Y. F. 2009. Methane dynamics in northern peatlands: a review. *Pedosphere* 19: 409-421.
- Laiho, R. et L. Finér. 1996. Changes in root biomass after water-level drawdown on pine mires in southern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 11: 251-260.
- Laiho, R. et J. Laine. 1995. Changes in mineral element concentrations in peat soils drained for forestry in Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 10: 218-224.
- Laiho, R., T. Sallantausta et J. Laine. 1999. The effect of forestry drainage on the vertical distribution of major plant nutrients in peat soils. *Plant and Soil* 207: 169-81.
- Laiho, R., H. Vasander, T. Penttilä et J. Laine. 2003. Dynamics of plant-mediated organic matter and nutrient cycling following water-level drawdown in boreal peatlands. *Global Biogeochemical Cycles* 17: 1053-1063.
- Laine, A. 2001. Effects of peatland drainage on the size and diet of yearling salmon in a humic northern river. *Archiv für Hydrobiologie* 151: 83-99.
- Laine, J. et K. Minkkinen. 1996. Effect of forest drainage on the carbon balance of a mire: a case study. *Scandinavian Journal of Forest Research* 11: 307-312.
- Laine, J., H. Vasander et R. Laiho. 1995. Long-term effects of water level drawdown on the vegetation of drained pine mires in southern Finland. *Journal of Applied Ecology* 32: 785-802.
- Laine, J., J. Silvola, K. Tolonen, J. Alm, H. Nykänen, H. Vasander, T. Sallantausta, I. Savolainen, J. Sinisalo et P. J. Martikainen. 1996. Effect of water level drawdown in northern peatlands on the global climatic warming. *Ambio* 25: 179-184.
- Land Resources International. 2009. Maputaland W32B Wetland Rehabilitation Plan. Working for Wetlands Program, South African National Biodiversity Institute, Afrique du Sud. 49 p.
- Landry, J. 2008. Impacts environnementaux d'une nouvelle technique de récolte de la tourbe. Mémoire de maîtrise, Département de phytologie, Université Laval, Québec. 71p.
- Landry, J. et O. Marcoux. 2011. Rapport d'activités 2010. Remouillage de la section sud de la tourbière de la Grande plée Bleue. Groupe de recherche en écologie des tourbières, Université Laval, Québec. 42 p.
- Landry, J. et L. Rochefort. 2010. Site expérimental de culture de sphaigne, Shippagan, Nouveau-Brunswick. Rapport d'activités 2003-2009. Chaire de recherche industrielle du CRSNG en aménagement des tourbières. Groupe de recherche en écologie des tourbières, Université Laval, Québec. 56 p.
- Lane, S. T., C. J. Brookes, R. J. Hardy, J. Holden, T. D. James, M. J. Kirkby, A. T. McDonald, V. Tayefi et D. Yu. 2003. Land management, flooding and environmental risk: New approaches to a very old question. Proceedings of the Chartered Institution of Water and Environmental Management (CIWEM) National Conference, Harrogate, September 2003.
- Lanta, V., J. Mach et V. Holcovà. 2006. The effect of dam construction on the restoration succession of spruce mires in the Giant Mountains (Czech Republic). *Annales Botanici Fennici* 43: 260-268.
- Lappalainen, E. (éd.) 1996. Global peat resources. International Peat Society, Jyväskylä, Finlande. 359 p.

- LaRose, S., J. Price et L. Rochefort. 1997. Rewetting of a cutover peatland: Hydrologic assessment. *Wetlands* 17: 416-423.
- Lavoie, C., S. A. Elias et S. Payette. 1997. Holocene fossil beetles from a treeline peatland in subarctic Quebec. *Canadian Journal of Zoology* 75: 227-36.
- Lieffers, V. J. et R. L. Rothwell. 1987. Effects of drainage on substrate temperature and phenology of some trees and shrubs in an Alberta peatland. *Canadian Journal of Forestry Research* 17: 97-104.
- Marcotte, P., Roy, V., Plamondon, A.P. et I. Auger. 2008. Ten-year water table recovery after clearcutting and draining boreal forested wetlands of eastern Canada. *Hydrological processes* 22: 4163-4172.
- Martikainen, P. J., H. Nykänen, P. Crill et J. Silvola. 1993. Effect of a lowered water table on nitrous oxide fluxes from northern peatlands. *Nature* 366: 51-53.
- Martikainen P. J., H. Nykänen, J. Alm et J. Silvola. 1995. Change in fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide due to forest drainage of mire sites of different trophic. *Plant Soil* 168-169: 571-577.
- Mazerolle, M. J. 2001. Amphibian activity, movement patterns, and body size in fragmented peat bogs. *Journal of Herpetology* 35: 13-20.
- Mazerolle, M. J. 2003. Detrimental effects of peat mining on amphibian abundance and species richness in bogs. *Biological Conservation* 113: 215-223.
- Mazerolle, M. J. 2005. Drainage ditches facilitate frog movements in a hostile landscape. *Landscape Ecology* 20: 579-590.
- Miller, J. D., H. A. Anderson, D. Ray, D et A. R. Anderson. 1996. Impacts of some initial forestry practices on drainage waters from blanket peat. *Forestry* 69: 193-203.
- Ministère des Ressources naturelles du Québec. 1997. L'aménagement des ponts et des ponceaux dans le milieu forestier. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, Bibliothèque nationale du Québec, Québec. 146 p. (Disponible en ligne : http://www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/forets/entreprises/amenagement_ponts.pdf)
- Minkinen, K. et J. Laine. 1998: Long-term effect of forest drainage on the peat carbon stores of pine mires in Finland. *Canadian Journal of Forest Research* 28: 1267-1275.
- Minkinen, K. et J. Laine. 2006. Vegetation heterogeneity and ditches create spatial variability in methane fluxes from peatlands drained for forestry. *Plant Soil* 285: 289-304.
- Minkinen, K., H. Vasander, S. Jauhiainen, M. Karsisto et J. Laine. 1999. Post-drainage changes in vegetation composition and carbon balance in Lakkasuo mire, Central Finland. *Plant and Soil* 207: 107-120.
- Minkinen, K., R. Korhonen, I. Saolainen et J. Laine. 2002. Carbon balance and radiative forcing of Finnish peatlands 1900-2100 – the impact of forestry drainage. *Global Change Biology* 8: 785-799.
- Moore, T. R. 1987. A preliminary study of the effects of drainage and harvesting on water quality in ombrotrophic bogs near Sept-Îles, Québec. *Water Resources Bulletin. American Water Resources Association* 23: 785-791.
- Moore, T. R. et M. Dalva. 1993. The influence of temperature and water table position on carbon dioxide and methane emissions from laboratory columns of peatland soils. *Soil Science* 44: 651-664.
- Moore, T. R. et R. Knowles. 1990. Methane emissions from fen, bog and swamp peatlands in Quebec. *Biogeochemistry* 11: 45-61.
- Moores, A. M. A. 2008. Effects of habitat size and land use on diversity of higher diptera in eastern nearctic peatlands. Mémoire de maîtrise, Entomologie, Université McGill, Montréal, Québec. 110 p.
- Murphy, M., R. Laiho et T. R. Moore. 2009. Effects of water table drawdown on root production and aboveground biomass in a boreal bog. *Ecosystems* 12: 1268-1282.
- Nykänen, H., J. Alm, J. Silvola, K. Tolonen et P. J. Martikainen. 1998. Methane fluxes on boreal peatlands of different fertility and the effect of long-term experimental lowering of the water table on flux rates. *Global Biogeochemical Cycles* 12: 53-69.

- Ouellette, C., S. C. Courtenay, A. St-Hilaire et A. D. Boghen. 2005. Impact of peat moss released by a commercial harvesting operation into an estuarine environment on the sand shrimp *Crangon septemspinosa*. *Journal of Applied Ichthyology* 22: 15-24.
- Paavilainen, E. et J. Päävänäen. 1995. Peatland forestry: ecology and principles. *Ecological Studies* 111. Springer, Berlin, Allemagne. 248 p.
- Parvey, B. 2006. Analyse comparative des concentrations de solides en suspension et de la sédimentation en aval de tourbières exploitées. Mémoire de M.Sc., INRS - Eau, Terre et Environnement. Université du Québec, Québec. 118 p.
- Patterson, L. et D. J. Cooper. 2007. The use of hydrologic and ecological indicators for the restoration of drainage ditches and water diversions in a mountain fen, Cascade range, California. *Wetlands* 27: 290-304.
- Payette, S. 2001. Les principaux types de tourbières. *Dans* : S. Payette et L. Rochefort (éd.), *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Québec: 39-89.
- Pellerin, S. et C. Lavoie. 2003. Reconstructing the recent dynamics of mires using a multitechnique approach. *Journal of Ecology* 91: 1008-1021.
- Pellerin, S., M. Mercure, A. S. Desaulniers et C. Lavoie. 2008. Changes in plant communities over three decades on two disturbed bogs in southeastern Québec. *Applied Vegetation Science* 12: 107-118.
- Poulin, M., L. Rochefort et A. Desrochers. 1999. Conservation of bog plant species assemblages: Assessing the role of natural remnants in mined sites. *Applied Vegetation Science* 2: 169-180.
- Poulin, M., D. Careau, L. Rochefort et A. Desrochers. 2002. From satellite imagery to peatland vegetation diversity: how reliable are habitat maps? *Conservation Biology* 6: 16. (En ligne : <http://www.consecol.org/vol6/iss2/art16/>)
- Poulin, M., L. Rochefort, S. Pellerin et J. Thibault. 2004. Threats and protection for peatlands in Eastern Canada. *Geocarrefour* 79: 331-334.
- Prévost, M., P. Belleau et A. P. Plamondon. 1997. Substrate conditions in a treed peatland: Response to drainage. *Écoscience* 4: 543-554.
- Prévost, M., A. P. Plamondon et P. Belleau. 1999. Effects of drainage of a forested peatland on water quality and quantity. *Journal of Hydrology* 214: 130-143.
- Price, J. S. 1992. Blanket bog in Newfoundland: Part 2. Hydrological processes. *Journal of Hydrology* 135: 103-119.
- Price, J. S. 1996. Hydrology and microclimate of a partly restored cutover bog, Québec. *Hydrological Processes* 10: 1263-1272.
- Price, J. S. 1997. Soil moisture, water tension, and water table relationships in a managed cutover bog. *Journal of Hydrology* 202: 21-32.
- Price, J. 2001. L'hydrologie. *Dans* : S. Payette et L. Rochefort (éd.), *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Québec: 141-158.
- Price, J. S. et S. Ketcheson. 2009. Water relations in cutover peatlands. *Dans* : A. J. Baird, L. R. Belyea, X. Comas, A. S. Reeve et L. D. Slater (éd.), *Carbon Cycling in Northern Peatlands*. Geophysical Monograph Series 184. American Geophysical Union, États-Unis: 277-287.
- Price, J. S. et S. M. Schlotzhauer. 1999. Importance of shrinkage and compression in determining water storage changes in peat: the case of a mined peatland. *Hydrological Processes* 13: 2591-2601.
- Price, J. S. et G. Whitehead. 2001. Developing hydrological thresholds for *Sphagnum* recolonization on an abandoned cutover bog. *Wetlands* 21: 32-42.
- Price, J. S., A. L. Heathwaite, et A. J. Baird. 2003. Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: An overview of management approaches. *Wetlands Ecology and Management* 11: 65-83.
- Quinty, F. et L. Rochefort. 2003. Guide de restauration des tourbières, 2^e éd. Association canadienne de mousse de sphaigne et Ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick. Québec, Québec. 119 p.

- Ramchunder, S. J., L. E. Brown et J. Holden. 2009. Environmental effects of drainage, drain-blocking and prescribed vegetation burning in UK upland peatlands. *Progress in Physical Geography* 33: 49-79.
- Regina, K., H. Nykanen, J. Silvola et P. J. Martikainen. 1996. Fluxes of nitrous oxide from boreal peatlands as affected by peatland type, water table level and nitrification capacity. *Biogeochemistry* 35: 401-418.
- Renou, F. et E. P. Farrell. 2005. Reclaiming peatlands for forestry: The Irish experience. *Dans* : J. A. Stanturf et P. Madsen (éd.), *Restoration of boreal and temperate forests*. CRC Press, Boca Raton, Floride: 541-557.
- Robert, E. C., L. Rochefort et M. Garneau. 1999. Natural revegetation of two block-cut mined peatlands in eastern Canada. *Canadian Journal of Botany* 77: 447-459.
- Robinson, M. 1980: The effect of pre-afforestation drainage on the streamflow and water quality of a small upland catchment. *Institute of Hydrology Report 73*, IAHS, Wallingford, Royaume-Uni. 67 p.
- Robinson, M. et K. Blytt .1982. The effect of forestry drainage operations on upland sediment yields: A case study. *Earth Surface Processes and Landforms* 7: 85-90.
- Rochefort, L. 2001. Restauration écologique. *Dans* : S. Payette et L. Rochefort (éd.), *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Québec: 448-504.
- Rothwell, R. L., U. Silins et G. R. Hillman. 1996. The effects of drainage on substrate water content at several forested Alberta peatlands. *Canadian Journal of Forest Research* 26: 53-62.
- Roul, I. 2004. Restoration strategies for block-cut peatlands: A hydrological and plant community analysis. *Mémoire de M.Sc.*, Département de phytologie, Université Laval, Québec. 65 p.
- Roulet, N. T. et T. R. Moore. 1995. The effect of forestry drainage practices on the emission of methane from northern peatlands. *Canadian Journal of Forest Research* 25: 491-499.
- Roy, V., A. P. Plamondon et P. Y. Bernier. 2000. Draining forested wetland cutovers to improve seedling root zone conditions. *Scandinavian Journal of Forest Research* 15: 58-67.
- Rydin, H. et J. Jeglum. 2006. *The biology of peatlands*. Oxford University Press, Royaume-Uni. 343 p.
- Sagot, C. et L. Rochefort. 1996. Tolérance des sphaignes à la dessiccation. *Cryptogamie, Bryologie et Lichénologie* 17: 171-183.
- Schofield, K. A., C. M. Pringle et J. L. Meyer. 2004: Effects of increased bedload on algal- and detrital-based stream food webs: Experimental manipulation of sediment and macroconsumers. *Limnology and Oceanography* 49: 900-909.
- Shantz, M. A. et J. S. Price. 2006. Hydrological changes following restoration of the Bois-des-Bel Peatland, Quebec, 1999-2002. *Journal of Hydrology* 331: 543-553.
- Silins, U. et R. L. Rothwell. 1999. Spatial patterns of aerobic limit depth and oxygen diffusion rate at two peatlands drained for forestry in Alberta. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 53-61.
- Silvola, J., J. Alm, U. Ahlholm, H. Nykänen et P. J. Martikainen. 1996. CO₂ fluxes from peat in boreal mires under varying temperature and moisture conditions. *Journal of Ecology* 84: 219-228.
- Soini, P., T. Riutta, M. Yli-Petäys et H. Vasander. 2010. Comparison of vegetation and CO₂ dynamics between a restored cut-away peatland and a pristine fen: Evaluation of the restoration success. *Restoration Ecology* 18: 894-903.
- Spitzer, K. et H. V. Danks. 2006. Insect biodiversity of boreal peat bogs. *Annual review of Entomology* 51: 137-161.
- St-Arnaud, C., M. Gauthier, J. Mc Duff et R. Brunet. 2009. Caractérisation d'une tourbière dans le cadre du projet de développement domiciliaire « Les Faubourgs du Séminaire », Granby. *Rapport Envirotel 3000 à l'intention des Habitations Duchesneau Inc. (Projet 28763)*, Sherbrooke, Québec. 34 p.
- Steinberg, C. E. W. 2003. *Ecology of humic substance in freshwater*. Springer, New York, États-Unis. 443 p.
- Stewart, A. J. A et A. N. Lance. 1991. Effects of moor-draining on the hydrology and vegetation of Northern Pennine Blanket Bog. *Journal of Applied Ecology* 28: 1105-1117.

- Strack, M., J. M. Waddington, R. A. Bourbonniere, E. L. Buckton, K. Shaw, P. Whittington et J. S. Price. 2008. Effect of water table drawdown on peatland dissolved organic carbon export and dynamics. *Hydrological Processes* 22: 3373-3385.
- Strychar, K. B. 1997. Peat particles, their associated microbial assemblages, and potential influence on feeding and absorption rates of the eastern oyster *Crassostrea virginica* (Gremlin, 1971). Thèse de M.Sc., Department of biology, University of New-Brunswick, St-John, Nouveau-Brunswick. 111 p.
- Sundstrom, E., T. Magnusson et B. Hanell. 2000. Nutrient concentrations in drained peatlands along a north-south climatic gradient in Sweden. *Forest Ecology and Management* 216: 149-161.
- Tacha, T. C., S. S. Nesbitt et P. A. Vohs. 2011. The birds of North America Online. Sandhill Crane. Cornell lab of ornithology and the American ornithologists' union. (en ligne: <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/031/articles/habitat>). Consulté le 11 avril 2011.
- Talbot, J., P. J. H. Richard, N. T. Roulet et R. K. Booth. 2010. Assessing long-term hydrological and ecological responses to drainage in a raised bog using paleoecology and a hydrosequence. *Journal of Vegetation Science* 21: 143-156.
- Thurman E. M. 1985. *Organic Geochemistry of Natural Waters*. Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, Pays-Bas. 497 p.
- Toberman, H., R. Laiho, C. D. Evansc, R. R. E. Artz, N. Fenner, P. Strakov et C. Freeman. 2010. Long-term drainage for forestry inhibits extracellular phenol oxidase activity in Finnish boreal mire peat. *European Journal of Soil Science* 61: 950-957.
- Trettin, C. C., J. R. Johnson et R. D. Mislak. 1991. Hydrologic effects of a prescription drainage system on a forested wetland in northern Michigan. *Dans* : J. K. Jeglum et R. P. Overend (éd.), *Symposium '89, Peat and peatlands, Diversification and innovation : Proceedings*, 6 - 10 August 1989, Québec City, Canada. Canadian Society for Peat and Peatlands: 175-183.
- Tuittila, E. S., V.-M. Komulainen, H. Vasander et J. Laine. 1999. Restored cut-away peatland as a sink for atmospheric CO₂. *Oecologia* 120: 563-574.
- Tuittila, E. S., H. Vasander et J. Laine. 2000a. Impact of rewetting on the vegetation of a cut-away peatland. *Applied Vegetation Science* 3: 205-212.
- Tuittila, E. S., V.-M. Komulainen, H. Vasander, H. Nykänen, P. J. Martikainen et J. Laine. 2000 b. Methane dynamics of a restored cut-away peatland. *Global Change Biology* 6: 569-581.
- Van der Schaaf, S. 1999. Analysis of the hydrology of raised bogs in the Irish Midlands - A case study of Raheenmore Bog and Clara Bog. Thèse de Ph.D., Wageningen Agricultural University, Pays-Bas. 375 p.
- Van Seters, T. E. et J. S. Price. 2001. The impact of peat harvesting and natural regeneration on the water balance of an abandoned cutover bog, Quebec. *Hydrological Processes* 15: 233-248.
- Van Seters, T. E. et J. S. Price. 2002. Towards a conceptual model of hydrological change on an abandoned cutover bog, Quebec. *Hydrological Processes* 16: 1965-1981.
- Vespäläinen, K., R. Savolainen, J. Tiainen et J. Vilén. 2000. Successional changes of ant assemblages: from virgin and ditched bog forests. *Annales Zoologici Fennici* 37: 135-149.
- Vuori, K.-M. et I. Joensuu. 1996. Impacts of forest draining on the macroinvertebrates of a small boreal headwater stream: do buffer zones protect lotic biodiversity? *Biological Conservation* 77: 87-95.
- Vuori, K.-M., I. Joensuu, J. Latvala, E. Jutila et A. Ahvonen. 1998. Forest drainage: a threat to benthic biodiversity of boreal headwater streams? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8: 745-759.
- Wallage, Z. E., J. Holden et A. T. McDonald. 2006. Drain blocking: An effective treatment for reducing dissolved organic carbon loss and water discolouration in a drained peatland. *Science of the Total Environment* 367: 811-821.
- Wells, E. D. et B. L. Williams. 1996. Effects of drainage, tilling and PK-fertilization on bulk density, total N, P, K, Ca and Fe and net N-mineralization in two peatland forestry sites in Newfoundland, Canada. *Forest Ecology and Management* 84: 97-108.

Westman, C. J. et R. Laiho. 2003. Nutrient dynamics of drained peatland forests. *Biogeochemistry* 63: 269-298.

Worrall, F., A. Armstrong et J. Holden. 2007. Short-term impact of peat drain-blocking on water color, dissolved organic carbon concentration, and water table depth. *Journal of Hydrology* 337: 315-325.

