

# La chimie des tourbières du Québec : une synthèse de 30 années de données

Roxane Andersen, Line Rochefort et Josée Landry

## Résumé

Les tourbières constituent un élément important du paysage québécois, où elles représentent à la fois une ressource naturelle et économique, plus particulièrement dans certaines régions comme le Bas-Saint-Laurent. La détermination de la composition chimique de l'eau et de la tourbe de surface est utilisée depuis très longtemps pour étudier les tourbières à l'état naturel, évaluer l'impact d'une perturbation, ou même, plus récemment, pour fixer des cibles lors de travaux de restauration écologique. Afin de faciliter l'interprétation des variables chimiques, nous avons construit une base de données détaillée concernant la composition de l'eau et de la tourbe des tourbières du Québec. Les données, tirées de la littérature, proviennent de 105 tourbières à sphaignes (bogs) incluant certaines exploitées (6) et d'autres restaurées (6), ainsi que de 14 tourbières minérotrophes (fens). La base de données comprend jusqu'à maintenant dix fois plus de données chimiques sur l'eau que sur la tourbe. La concentration de sodium dans l'eau et de magnésium dans la tourbe diminue selon un gradient : « tourbière perturbée > restaurée > naturelle ». Dans le cadre du suivi d'un projet de restauration, nous croyons qu'il est plus informatif d'analyser la chimie de l'eau que celle de la tourbe pour évaluer le retour équilibré des conditions chimiques de la tourbière et plus spécifiquement, le calcium, le pH, la conductivité électrique, l'ammonium et le phosphore. Cette étude a relevé une variabilité importante dans les données chimiques et souligne l'importance de moduler l'interprétation des résultats en fonction des conditions d'échantillonnages (saison, météorologie, etc.). D'autre part, en l'absence d'un site de référence, nous suggérons d'utiliser la moyenne provinciale et la moyenne régionale appropriée pour situer de nouvelles valeurs.

## Introduction

### Les tourbières au Québec

Au Québec, les tourbières occupent entre 7 et 9 % du territoire, soit une superficie estimée à un peu plus de 118 000 km<sup>2</sup> (Buteau, 1988; Keys, 1992). On distingue généralement deux grands types de tourbières en fonction de leur composition chimique, de leur régime hydrologique et du type de végétation qui les compose : les tourbières ombrotrophes (bogs) et les tourbières minérotrophes (fens) (Payette, 2001). Ainsi, dans les tourbières naturelles, la végétation se caractérise par une prédominance des sphaignes et des éricacées lorsque les conditions d'alimentation en éléments nutritifs et minéraux sont pauvres et par une prépondérance d'autres espèces de bryophytes, surtout des mousses brunes de la famille des amblystegiaceae, et des cypéracées dans des conditions évidentes de minérotrophie (Rydin et Jeglum, 2006). Cette dichotomie est qualifiée de division primaire naturelle au Canada selon Gignac et collab. (1991). Cependant, la distribution bimodale des tourbières dans le paysage entre les tourbières dominées par les sphaignes et celles dominées par les mousses brunes (Gorham et Janssens, 1992) ne correspond pas au concept historique de classification d'hydrologie (Du Rietz, 1949) qui différenciait principalement les tourbières ombrotrophes (nourries exclusivement par les précipitations) et les tourbières minérotrophes avec la notion de plantes indicatrices. Depuis 60 ans, les outils d'analyses chimiques se sont raffinés et permettent de révéler plus clairement les gradients sous-jacents aux changements des espèces dans une tourbière. À ce jour, plusieurs études appuient les fortes corrélations entre le pH, la conductivité électrique corrigée

(Kcorr), l'alcalinité et les cations de base (Ca<sup>2+</sup> ou Mg<sup>2+</sup>; voir revue de littérature dans Campbell et Rochefort, 2001). Pour ces raisons, la présente synthèse de chimie des tourbières au Québec adhère au concept élargi du terme bog (tourbière ombrotrophe et fen pauvre) pour y inclure toutes les tourbières dominées par des sphaignes et du terme fen pour les tourbières non dominées par les sphaignes et ayant bien souvent un pH > 5,5 (Gorham et Janssens, 1992; Wheeler et Proctor, 2000; Campbell et Rochefort, 2001; Rydin et Jeglum, 2006). À l'intérieur du type de tourbière minérotrophe, différents écologistes ou botanistes reconnaissent plusieurs classes de fen en fonction de la présence d'espèces indicatrices, dites espèces minérotrophes (parfois de 6 à 8 pour une région donnée du Canada : Sjors, 1963). En général, les écologistes de

*Roxane Andersen fait actuellement un stage post-doctoral en Écosse au Macaulay Land Use Research Institute sur la microbiologie des tourbières perturbées. Elle terminait un doctorat sous la direction de Line Rochefort au sein du Groupe de recherche en écologie des tourbières (GRET) lorsque l'idée de faire une synthèse sur la chimie des tourbières québécoises prit forme.*

*r.andersen@macaulay.ac.uk*

*Line Rochefort est membre du GRET, professeur au Département de phytologie de l'Université Laval et titulaire de la Chaire industrielle de recherche en aménagement des tourbières.*

*line.rochefort@fsaa.ulaval.ca*

*Josée Landry est professionnelle de recherche au sein du GRET depuis 2008. L'idée de la synthèse est venue de son mémoire de maîtrise effectué sous la direction de Line Rochefort.*

*josee.landry@fsaa.ulaval.ca*

tourbière trouvent utile de reconnaître les fens modérément riches (ayant aussi pour synonyme fens de transition ou fens intermédiaires) pour décrire l'état chimique instable de l'écosystème lors du processus d'ombrotrophication (Kuhry et collab., 1993; Vitt et Wieder, 2006). Comme ce type de tourbière est relativement peu commun en Amérique du Nord (Gorham et Janssens, 2001) et encore plus particulièrement dans le sud du Québec à cause de la faible fréquence de grands fens, nous n'allons reconnaître que deux types de tourbière naturelle pour cette première évaluation de l'état chimique des tourbières au Québec: les bogs (*sensu lato* de tourbières à sphaignes) et les fens.

Les bogs comme les fens remplissent plusieurs fonctions écologiques. Entre autres, ils ont la capacité d'emmagasiner le carbone sous forme de matière organique en décomposition (Gorham, 1991), ce qui pourrait jouer un rôle dans la stabilisation des températures à l'échelle globale (Strack et collab., 2008). De plus, les tourbières constituent une réserve d'eau douce (Joosten et Clarke, 2002), elles contribuent à augmenter la biodiversité à une échelle régionale (p. ex.: Calmé et collab., 2002) et elles exercent un attrait récréo-touristique, notamment pour la cueillette de fruits sauvages et l'observation des oiseaux ou papillons. D'un autre côté, l'extraction de la tourbe pour des fins horticoles constitue une activité économique majeure dans certaines régions comme le Bas-Saint-Laurent, mais touche principalement les bogs.

### **La chimie des tourbières comme outil de suivi**

L'utilisation de la composition chimique de l'eau de surface et de la tourbe pour caractériser les tourbières est très répandue parce qu'elle est étroitement liée au type de végétation (p. ex.: Sjörs, 1952; Gignac, 1994; Vitt et Chee, 1990), au flux de gaz à effet de serre (Bubier et collab., 1995) et au climat (p. ex.: Adamson et collab., 2001; Camill, 1999; Siegel et collab., 1995). Le pH, la conductivité électrique, ainsi que la composition en calcium, magnésium, sodium et potassium sont les variables les plus fréquemment mesurées pour évaluer la chimie de l'eau ou de la tourbe des tourbières (Mullen et collab., 2000).

Outre l'exploitation pour des fins horticoles, l'agriculture, le drainage forestier, la culture de canneberge ou encore certains événements climatiques extrêmes peuvent aussi modifier ou perturber la composition des tourbières (Poulin et coll., 2004, et références ci-incluses). Dans tous ces cas, la composition chimique de l'eau ou de la tourbe peut être utilisée pour mesurer l'impact d'une perturbation sur la tourbière, en comparant les valeurs des sites perturbés avec celles de sites de référence non perturbés (Clewel et Rieder, 1998; SER, 2002; Goebel et collab., 2005). De plus, la chimie de l'eau de surface peut servir à évaluer l'impact d'une perturbation dans une tourbière sur le paysage environnant. Par exemple, elle permet de détecter le lessivage d'éléments nutritifs ou de métaux, un phénomène fréquent après une

perturbation ou un changement d'utilisation des terres (p. ex.: Prévost et collab., 1999; Holden et collab., 2004; Wind-Mulder et collab., 1996; Inamdar et collab., 2004; Renou et Farrell, 2005; Bussièrès, 2005).

Dans certains cas, il est difficile de trouver à proximité une tourbière intacte pouvant servir de référence. Jusqu'à maintenant, il n'existait pas encore, pour le Québec, de base de données avec laquelle comparer la composition chimique de l'eau et de la matière organique des tourbières en absence de référence locale. Il n'existe pas non plus d'indices prédéfinis pour les tourbières, et les indices disponibles pour certains éléments particuliers, comme l'indice du phosphore dans les eaux de surface pour la protection de la vie aquatique, ne sont pas adéquats. Conséquemment, il est difficile de déterminer si des changements dans une tourbière modifient la qualité de l'eau ou présentent une menace pour les cours d'eau avoisinants (Landry, 2008).

Pour combler ce manque, nous désirons brosser un portrait de la chimie de l'eau des tourbières et des dépôts tourbeux québécois à l'aide de données récoltées dans les 30 dernières années dans l'ensemble du Québec. Ce faisant, nous voulons également 1) fournir des indications sur les variables à cibler pour l'évaluation et le suivi des sites perturbés, afin de réduire les coûts inhérents aux analyses chimiques et 2) bâtir une base de données de référence appropriée pour les études d'impact ou le suivi écologique.

### **Méthodes**

Les données sont issues d'articles scientifiques, de thèses, de mémoires, de rapports techniques. Toutes les études incluses dans cette synthèse devaient présenter, en plus des moyennes des variables, une description détaillée de la tourbière et des méthodes d'analyses utilisées. À cela s'ajoutent des données non publiées récoltées par le groupe de recherche en écologie des tourbières (GRET). Nous avons ainsi retenu des données provenant de 105 tourbières différentes, dont 14 fens (figure 1). Parmi ces tourbières, certaines (particulièrement les tourbières restaurées) ont été échantillonnées à plusieurs reprises, mais à différents moments, alors que d'autres n'ont été visitées qu'une seule fois. Une ligne dans la base de données contient donc les valeurs moyennes d'un échantillonnage donné pour un site donné.

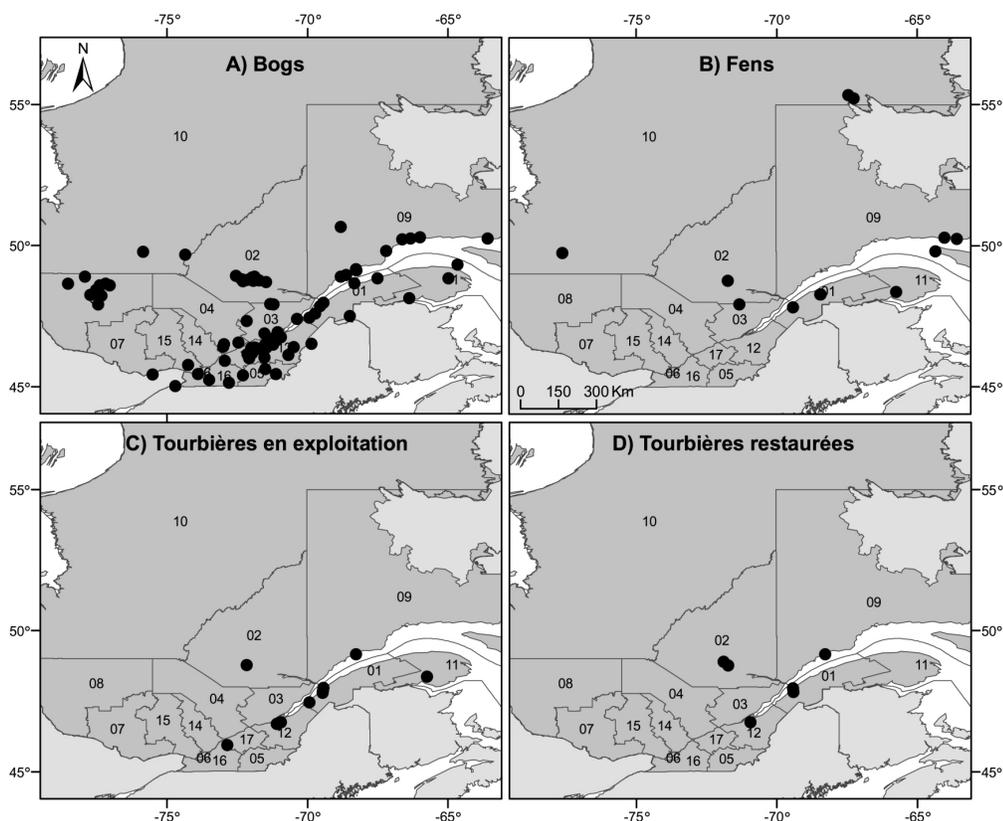
Les bogs naturels se trouvaient dans huit régions administratives, principalement dans le sud du Québec, alors que les fens naturels recensés se rencontraient plus au nord, dans cinq régions administratives. Nous n'avons pas fait de distinction entre les bogs ouverts et les bogs forestiers, puisque cette information n'était pas disponible pour tous les sites et qu'à notre connaissance, aucun rapport scientifique n'a démontré une influence de la structure sur la composition chimique des bogs. Toutes les tourbières exploitées et restaurées étaient des bogs avant les interventions anthropogéniques, cependant les activités d'extraction de la tourbe peuvent parfois faire régresser le dépôt de tourbe à un stade historique de fen, d'où le choix

d'utiliser les termes plus englobants pour les catégories de tourbière exploitée ou tourbière restaurée. Par le biais de l'interprétation, il est cependant possible de déterminer si un dépôt résiduel donné suite à l'extraction est plus proche chimiquement d'un bog ou d'un fen. Pour l'eau comme pour la tourbe, les dates d'échantillonnage variaient d'une étude à l'autre, mais tous les échantillons ont été récoltés en absence de couvert nival. Pour l'eau, nous avons utilisé les moyennes publiées sans égard à l'échantillonnage : certains échantillons ont été récoltés en surface, soit dans des mares ou autres zones avec de l'eau libre, ou soit par une pression du tapis de mousse. D'autres échantillons ont été récoltés sous la surface, dans des puits. Pour les échantillons de tourbe, nous avons limité notre base de données aux échantillons récoltés à 60 cm de profondeur ou moins, à l'exception de la région administrative 08 (Abitibi-Témiscamingue, une tourbière) qui inclut les moyennes des concentrations en éléments chimiques du profil complet de tourbe, c'est-à-dire jusqu'à 5,5 m.

Une fois les données saisies, nous avons calculé les équivalences entre les unités de mesure avec les transformations appropriées pour uniformiser les comparaisons en  $\text{mg}^{-1}$  pour l'eau, et en  $\text{mg g}^{-1}$  pour la tourbe. Ensuite, nous avons calculé la moyenne pondérée en fonction du nombre de tourbières et l'écart type (entre les tourbières) des éléments chimiques retrouvés dans la majorité des études. Les valeurs de conductivité électrique, pour être intégrées, devaient avoir été corrigées pour la température et le pH suivant Sjörs (1952). Les métaux lourds n'ont été mesurés que sporadiquement, ce qui a limité les analyses possibles.

Afin d'identifier les éléments qui varient de manière similaire, nous avons calculé les coefficients de corrélation de Pearson entre les valeurs de  $\text{N-NO}_3$ ,  $\text{N-NH}_4$ , P, K,  $\text{SO}_4$ , Ca, Mg, Na, Al, Fe, ainsi que les valeurs de pH et de la conductivité électrique corrigée.

Enfin, afin de mieux guider le choix d'une référence naturelle, nous avons testé l'influence de la localisation (coordonnées géographiques) et du type de tourbière (bog naturel, fen naturel, tourbière restaurée et tourbière exploitée) sur la chimie de l'eau, à l'aide d'un partitionnement de la variance. Cette approche multivariée est basée sur des analyses de redondance (RDA) partielles, (Borcard et collab., 1992 ;



**Figure 1. Localisation des tourbières, par grand type, dans lesquelles la composition chimique de l'eau ou de la tourbe a été échantillonnée en fonction des régions administratives du Québec (01 Bas-Saint-Laurent, 02 Saguenay-Lac-Saint-Jean, 03 Capitale-Nationale, 04 Mauricie, 05 Estrie, 06 Montréal, 07 Outaouais, 08 Abitibi-Témiscamingue, 09 Côte-Nord, 10 Nord-du-Québec, 11 Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, 12 Chaudière-Appalaches, 13 Laval, 14 Lanaudière, 15 Laurentides, 16 Montérégie, 17 Centre-du-Québec).**

Peres-Neto et collab., 2006). Nous avons utilisé la librairie « vegan » (Oksanen et collab., 2008) et la fonction « varpart » du logiciel R (R development core team, 2007). Nous n'avons pas testé les corrélations ni l'influence de ces facteurs sur la composition de la tourbe, ni sur les métaux lourds dans l'eau, à cause du trop grand nombre de données manquantes.

## Résultats

La majorité des données proviennent de tourbières échantillonnées dans la région du Bas-Saint-Laurent, soit un tiers des entrées pour l'eau et plus de trois quarts des entrées pour la tourbe (tableaux 1 et 2). Au contraire, la région du Nord du Québec est largement sous-représentée par rapport à la superficie des tourbières dans le territoire (Payette, 2001).

### Composition chimique de l'eau

Cette étude constitue la première synthèse regroupant les données de chimie pour les tourbières du Québec (tableau 1). Globalement, au Québec, le pH de l'eau varie entre 2,8 et 5,4 pour les bogs, et entre 3,8 et 6,9 pour les fens. La conductivité électrique corrigée oscille quant à elle entre 0 et 251  $\mu\text{S/cm}$  dans les bogs, et entre 10 et 402  $\mu\text{S/cm}$  dans

**Tableau 1. Moyennes (écarts-types entre les tourbières) de la concentration d'éléments chimiques (mg/L), du pH et de la conductivité électrique corrigée (CE, µS/cm) de l'eau des tourbières en fonction de leur type et de la région administrative du Québec (BSL : Bas-Saint-Laurent; LSJ : Saguenay-Lac-Saint-Jean; Cap.Nat : Capitale Nationale; CA : Chaudière-Appalaches; Centre du Q : Centre-du-Québec; Nord du Q : Nord du Québec; Abitibi-Tém : Abitibi-Témiscamingue). N = nombre de données; n = nombre de tourbières; ND = donnée non disponible.**

Type	Région	N (n)	NNO <sub>3</sub>	NNH <sub>4</sub>	P	K	SO <sub>4</sub>	Ca	Mg	Na	Fe	pH	CE	Référence	
Bog	BSL	92 (14)	0,08 (0,12)	0,741 (0,45)	0,09 (0,05)	1,29 (0,58)	17,12 (9,47)	1,52 (1,53)	1,27 (1,12)	8,42 (7,39)	0,24 (0,09)	5,9 (0,4)	72 (24)	a, b, c, d, e, f	
	LSJ	35 (28)	0,18 (0,42)	0,44 (0,08)	0,06 (0,08)	0,33 (0,38)	3,34 (11,16)	0,43 (0,55)	0,09 (0,16)	0,49 (0,71)	0,14 (0,13)	3,9 (0,6)	39 (32)	b, c, d, e, f	
	Cap.Nat	351 (91)	0,03 (0,00)	0,79 (0,28)	0,24 (0,28)	0,84 (0,28)	20,66 (0,97)	1,16 (0,440)	0,32 (0,13)	1,30 (0,35)	0,17 (0,02)	4,9 (0,8)	51 (12)	g	
	Mauricie	5 (2)	0,03 (0,01)	0,95 (0,09)	0,21 (0,09)	1,38 (1,46)	15,95 (3,95)	0,30 (0,11)	0,06 (0,02)	1,18 (1,15)	0,14 (0,01)	4,1 (0,3)	35 (1)	h	
	Estrée	4 (1)	0,03	0,70	0,11	2,51 (0,97)	23,61	0,62	0,14	1,53	0,21	3,8	74	h	
	Outaouais	5 (1)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	4,2	3	h	
	Abitibi-Tém	11 (11)	0,01 (0,00)	0,06 (0,09)	0,02 (0,01)	0,37 (0,34)	0,59 (0,25)	0,31 (0,130)	0,16 (0,13)	0,15 (0,09)	ND	ND	4,2 (0,4)	27 (11)	c, d
	Côte-Nord	187 (37)	0,09 (0,01)	0,14 (0,18)	0,06 (0,09)	0,39 (0,61)	1,17 (4,71)	0,20 (0,120)	0,34 (0,15)	3,24 (3,09)	0,15 (0,09)	0,15 (0,09)	4,1 (0,2)	37 (15)	e, h, i, j
	Nord du Q	2 (1)	<0,01	<0,01	0,01	0,24	0,37	0,20	0,30	0,03	0,03	ND	4,0	28	e
	CA	107 (28)	0,03 (0,02)	0,80 (0,34)	0,25 (0,22)	2,00 (0,81)	15,89 (4,95)	0,47 (0,29)	0,10 (0,06)	1,50 (0,53)	0,20 (0,08)	0,20 (0,08)	3,9 (0,5)	64 (12)	h
Exploité	Laurentides	4 (1)	0,01	0,88	0,22	4,23	29,20	0,96	0,18	1,66	0,37	3,4	93	h	
	Montréal	17 (4)	0,02 (0,02)	0,84 (0,08)	0,15 (0,07)	1,78 (0,82)	21,49 (0,77)	0,78 (0,26)	0,21 (0,13)	1,38 (0,19)	0,29 (0,04)	3,9 (0,1)	67 (13)	h	
	Centre du Q	65 (17)	0,05 (0,04)	1,08 (0,42)	0,26 (0,26)	2,00 (0,70)	26,60 (8,69)	0,55 (0,28)	0,12 (0,06)	1,39 (0,33)	0,34 (0,16)	3,8 (0,2)	80 (16)	h	
	Moyenne provinciale	885 (236)	0,04 (0,12)	0,65 (0,47)	0,17 (0,20)	1,43 (1,05)	14,07 (11,12)	0,54 (0,54)	0,19 (0,35)	1,83 (2,64)	0,23 (0,13)	4,0 (0,4)	57 (25)		
	BSL	188 (5)	0,20 (0,14)	0,68 (0,63)	0,10 (0,08)	1,60 (0,76)	9,58 (9,10)	5,27 (4,12)	3,70 (3,57)	27,84 (34,40)	0,45 (0,29)	4,8 (0,9)	216 (202)	a, d, f, k, l, m, n	
	LSJ	43 (1)	0,08	1,95	0,12	0,30	2,21	0,98	0,26	0,52	0,15	4,6	30 (34)	d, f, o	
	Côte-Nord	13 (1)	0,10	0,72	0,14	0,68		0,78	0,85	4,95	0,85	4,2	42	i	
	BSL	363	1,19 (1,01)	1,58 (1,49)	0,31 (0,32)	3,07 (1,70)	16,46	12,13 (12,13)	8,63 (4,48)	38,25 (5,97)	0,54 (0,06)	5,4 (0,7)	226	a, p	
	LSJ	3	ND	ND	0,22 (0,10)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	3,7 (0,4)	ND	q
	Côte-Nord	15	0,80	0,64	0,09	1,04	ND	1,64	1,33	4,80	1,14	4,4	51	i	
Restauré	CA	1	ND	ND	0,10	ND	ND	ND	ND	ND	ND	3,8	ND	q	
	BSL	25 (5)	0,34 (0,61)	0,83 (0,50)	0,19 (0,20)	0,76 (0,32)	12,48 (9,96)	18,49 (18,33)	2,74 (2,68)	3,00 (1,80)	0,23 (0,23)	6,2 (0,7)	164 (111)	b, p	
	LSJ	16 (4)	0,03	0,33	0,05	0,05	0,97 (0,04)	3,64 (2,52)	1,28 (1,00)	1,01 (0,60)	ND	5,5 (0,2)	47	b, e, o	
	Cap.Nat	3 (2)	ND	ND	ND	0,84	ND	7,55	0,60	0,69	ND	5,2	66	d	
	Côte-Nord	46 (8)	0,05 (0,03)	0,16 (0,11)	0,01	0,05	2,02 (2,57)	2,02 (1,97)	1,80 (1,46)	11,23 (13,94)	0,53	6,4 (0,9)	236 (152)	b, e, r	
	Nord du Q	19 (3)	0,01	<0,01	0,01	0,13 (0,08)	0,87	2,10 (1,38)	1,24 (0,74)	1,52 (2,39)	ND	5,9 (0,4)	51	e, s	
	Moyenne provinciale	109 (22)	0,17 (0,40)	0,45 (0,49)	0,12 (0,17)	0,47 (0,40)	6,31 (8,51)	8,81 (12,80)	1,72 (1,81)	3,21 (5,41)	0,33 (0,24)	5,9 (0,7)	132 (109)		
	Fen	BSL	92 (14)	0,08 (0,12)	0,741 (0,45)	0,09 (0,05)	1,29 (0,58)	17,12 (9,47)	1,52 (1,53)	1,27 (1,12)	8,42 (7,39)	0,24 (0,09)	5,9 (0,4)	72 (24)	a, b, c, d, e, f
		LSJ	35 (28)	0,18 (0,42)	0,44 (0,08)	0,06 (0,08)	0,33 (0,38)	3,34 (11,16)	0,43 (0,55)	0,09 (0,16)	0,49 (0,71)	0,14 (0,13)	3,9 (0,6)	39 (32)	b, c, d, e, f
		Cap.Nat	351 (91)	0,03 (0,00)	0,79 (0,28)	0,24 (0,28)	0,84 (0,28)	20,66 (0,97)	1,16 (0,440)	0,32 (0,13)	1,30 (0,35)	0,17 (0,02)	4,9 (0,8)	51 (12)	g
Mauricie		5 (2)	0,03 (0,01)	0,95 (0,09)	0,21 (0,09)	1,38 (1,46)	15,95 (3,95)	0,30 (0,11)	0,06 (0,02)	1,18 (1,15)	0,14 (0,01)	4,1 (0,3)	35 (1)	h	
Estrée		4 (1)	0,03	0,70	0,11	2,51 (0,97)	23,61	0,62	0,14	1,53	0,21	3,8	74	h	
Outaouais		5 (1)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	4,2	3	h	
Abitibi-Tém		11 (11)	0,01 (0,00)	0,06 (0,09)	0,02 (0,01)	0,37 (0,34)	0,59 (0,25)	0,31 (0,130)	0,16 (0,13)	0,15 (0,09)	ND	ND	4,2 (0,4)	27 (11)	c, d
Côte-Nord		187 (37)	0,09 (0,01)	0,14 (0,18)	0,06 (0,09)	0,39 (0,61)	1,17 (4,71)	0,20 (0,120)	0,34 (0,15)	3,24 (3,09)	0,15 (0,09)	0,15 (0,09)	4,1 (0,2)	37 (15)	e, h, i, j
Nord du Q		2 (1)	<0,01	<0,01	0,01	0,24	0,37	0,20	0,30	0,03	0,03	ND	4,0	28	e
CA		107 (28)	0,03 (0,02)	0,80 (0,34)	0,25 (0,22)	2,00 (0,81)	15,89 (4,95)	0,47 (0,29)	0,10 (0,06)	1,50 (0,53)	0,20 (0,08)	0,20 (0,08)	3,9 (0,5)	64 (12)	h
a. Andersen, 2008. b. Comeau et Bellamy, 1986. c. Glaser, 1992. d. Rochefort et Quinty, 1994. e. Rochefort et collab., 1996. f. Wind-Mulder et collab., 1996. g. Gauthier, 1980. h. Poulin, 2000. i. Landry, 2006. j. Premier Horticulture ltée., 2000. k. GRET, 2008. l. Robert et collab., 1999. m. Lavoie et Rochefort, 1996. n. Girard et collab., 2002. o. Nolin, 1994. p. Cobbaert et collab., 2004. q. Fontaine, 2008. r. Pellerin et collab., 2006. s. Foster et collab., 1988.	Laurentides	4 (1)	0,01	0,88	0,22	4,23	29,20	0,96	0,18	1,66	0,37	3,4	93	h	
	Montréal	17 (4)	0,02 (0,02)	0,84 (0,08)	0,15 (0,07)	1,78 (0,82)	21,49 (0,77)	0,78 (0,26)	0,21 (0,13)	1,38 (0,19)	0,29 (0,04)	3,9 (0,1)	67 (13)	h	
	Centre du Q	65 (17)	0,05 (0,04)	1,08 (0,42)	0,26 (0,26)	2,00 (0,70)	26,60 (8,69)	0,55 (0,28)	0,12 (0,06)	1,39 (0,33)	0,34 (0,16)	3,8 (0,2)	80 (16)	h	
	Moyenne provinciale	885 (236)	0,04 (0,12)	0,65 (0,47)	0,17 (0,20)	1,43 (1,05)	14,07 (11,12)	0,54 (0,54)	0,19 (0,35)	1,83 (2,64)	0,23 (0,13)	4,0 (0,4)	57 (25)		
	BSL	188 (5)	0,20 (0,14)	0,68 (0,63)	0,10 (0,08)	1,60 (0,76)	9,58 (9,10)	5,27 (4,12)	3,70 (3,57)	27,84 (34,40)	0,45 (0,29)	4,8 (0,9)	216 (202)	a, d, f, k, l, m, n	
	LSJ	43 (1)	0,08	1,95	0,12	0,30	2,21	0,98	0,26	0,52	0,15	4,6	30 (34)	d, f, o	
	Côte-Nord	13 (1)	0,10	0,72	0,14	0,68		0,78	0,85	4,95	0,85	4,2	42	i	
	BSL	363	1,19 (1,01)	1,58 (1,49)	0,31 (0,32)	3,07 (1,70)	16,46	12,13 (12,13)	8,63 (4,48)	38,25 (5,97)	0,54 (0,06)	5,4 (0,7)	226	a, p	
	LSJ	3	ND	ND	0,22 (0,10)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	3,7 (0,4)	ND	q
	Côte-Nord	15	0,80	0,64	0,09	1,04	ND	1,64	1,33	4,80	1,14	4,4	51	i	
Fen	CA	1	ND	ND	0,10	ND	ND	ND	ND	ND	ND	3,8	ND	q	
	BSL	25 (5)	0,34 (0,61)	0,83 (0,50)	0,19 (0,20)	0,76 (0,32)	12,48 (9,96)	18,49 (18,33)	2,74 (2,68)	3,00 (1,80)	0,23 (0,23)	6,2 (0,7)	164 (111)	b, p	
	LSJ	16 (4)	0,03	0,33	0,05	0,05	0,97 (0,04)	3,64 (2,52)	1,28 (1,00)	1,01 (0,60)	ND	5,5 (0,2)	47	b, e, o	
	Cap.Nat	3 (2)	ND	ND	ND	0,84	ND	7,55	0,60	0,69	ND	5,2	66	d	
	Côte-Nord	46 (8)	0,05 (0,03)	0,16 (0,11)	0,01	0,05	2,02 (2,57)	2,02 (1,97)	1,80 (1,46)	11,23 (13,94)	0,53	6,4 (0,9)	236 (152)	b, e, r	
	Nord du Q	19 (3)	0,01	<0,01	0,01	0,13 (0,08)	0,87	2,10 (1,38)	1,24 (0,74)	1,52 (2,39)	ND	5,9 (0,4)	51	e, s	
	Moyenne provinciale	109 (22)	0,17 (0,40)	0,45 (0,49)	0,12 (0,17)	0,47 (0,40)	6,31 (8,51)	8,81 (12,80)	1,72 (1,81)	3,21 (5,41)	0,33 (0,24)	5,9 (0,7)	132 (109)		

**Tableau 2. Moyennes (écart-type entre les tourbières) de la concentration d'éléments chimiques totaux (mg/g), du pH et de la conductivité électrique ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) de la tourbe en fonction du type de tourbière et des régions administratives du Québec (BSL: Bas-Saint-Laurent; LSJ: Saguenay-Lac-Saint-Jean; Abitibi-Tém: Abitibi-Témiscamingue; Centre du Q: Centre-du-Québec; CA: Chaudière Appalaches). CE = Conductivité électrique en  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ; N = nombre de données; n = nombre de tourbières; ND = donnée non disponible.**

Type	Région	N (n)	N	P	K	Ca	Mg	Na	Fe	pH	EC	Reference
Bog	BSL	20 (5)	5,83	0,45	0,72 (0,11)	1,40 (0,14)	0,98 (0,21)	0,26	ND	3,2 (0,7)	40 (37)	a, b, c, d
	LSJ	2 (2)	ND	ND	0,83	1,10	0,39	0,40	ND	2,9	9	c, d,
	Abitibi-Tém	5 (1)	ND	0,23	0,09	1,90	0,39	0,02	0,80	ND	ND	e
Exploité	BSL	208 (87)	11,96 (4,99)	0,26 (0,13)	0,15 (0,08)	4,75 (5,07)	1,69 (1,12)	0,28 (0,10)	0,70 (0,01)	4,4 (0,9)	48 (31)	a, c, d, f, g, h, i
	LSJ	23 (2)	ND	ND	0,16	0,89	0,20	0,15	ND	2,9	67	c, d
	CA	46 (2)	ND	ND	ND	4,25 (2,76)	0,60 (0,00)	0,26 (0,05)	ND	5,0 (0,6)	11 (2)	h
	Centre du Q	27 (2)	12,90	0,03	0,12	4,40	0,40	0,29	ND	4,0	182	h, j
Restauré	BSL	144 (6)	12,26 (8,06)	0,26 (0,12)	0,34 (0,09)	6,89 (4,70)	3,06 (0,36)	0,48	4,36	4,5	185	a, k
Fen	BSL	26 (14)	17,56 (3,60)	0,65 (0,33)	1,84 (1,65)	15,75 (13,27)	1,26 (0,51)	0,28 (0,03)	1,25 (0,99)	6,2	240	k, l
TOTAL		501 (121)	12,62 (5,26)	0,33 (0,23)	0,54 (0,76)	5,29 (6,09)	1,23 (1,00)	0,27 (0,11)	1,51 (1,49)	4,3 (1,1)	71 (76)	

a. Andersen et collab, 2006. b. Andersen et collab, 2010. c. Rochefort et Quinty, 1994. d. Wind-Mulder et collab., 1996. e. Gorham et Janssens, 2005. f. Premier Horticulture ltée, 2000. g. Boudreau, 1999. h. Graf, 2008. i. Faguy et collab., 2002. j. Bussièrès, 2005. k. Cobbaert et collab., 2004. l. GRET 2008.

les fens. Les tourbières exploitées et restaurées présentent des valeurs intermédiaires pour le pH ( $E = 3,5$  à  $6,8$ ;  $R = 3,3$  à  $6,2$ ) et légèrement plus élevées pour la conductivité électrique ( $E = 10$  à  $3\,584\ \mu\text{S}/\text{cm}$ ;  $R = 22$  à  $676$ ). Pour tous les types de tourbière, l'azote se rencontre davantage sous forme d'ammonium que de nitrates, à des concentrations généralement inférieures à  $1\ \text{mg}\ \text{l}^{-1}$ , avec une tendance pour des valeurs plus élevées pour les tourbières exploitées. Pour le phosphore, les concentrations dépassent rarement  $1\ \text{mg}\ \text{l}^{-1}$ , les exceptions étant des fens exploités.

Pour un type de tourbière donnée, les régions de l'Abitibi-Témiscamingue, de la Côte-Nord et du Nord-du-Québec, présentent des valeurs plus faibles en azote ( $\text{NO}_3$  et  $\text{NH}_4$ ), en sulfates, en calcium et en potassium (tableau 1). Les valeurs les plus élevées de sodium, magnésium et chlore se trouvent dans l'eau des tourbières du Bas-Saint-Laurent et de la Côte-Nord. À l'intérieur des régions où plusieurs types de tourbière sont présents (BSL, LSJ, CA, CN), les tourbières restaurées et abandonnées semblent également caractérisées par des valeurs plus élevées de pH, de conductivité électrique, de calcium, de sodium et de chlore que les bogs naturels.

Les éléments nutritifs (N, P, K) sont corrélés dans l'eau des tourbières du Québec: phosphore et ammonium ( $R = 0,26$ ;  $p < 0,001$ ), potassium et ammonium ( $R = 0,23$ ;  $p < 0,001$ ), potassium et phosphore ( $R = 0,33$ ;  $p < 0,001$ ) varient de façon similaire. La corrélation avec les sulfates est également significative avec les trois éléments nutritifs: l'ammonium ( $R = 0,31$ ;  $p < 0,001$ ), le phosphore ( $R = 0,29$ ;  $p < 0,001$ ) et le potassium ( $R = 0,21$ ;  $p < 0,001$ ).

Le pH et la conductivité électrique ne sont pas corrélés avec les éléments nutritifs. Par contre, le pH est fortement

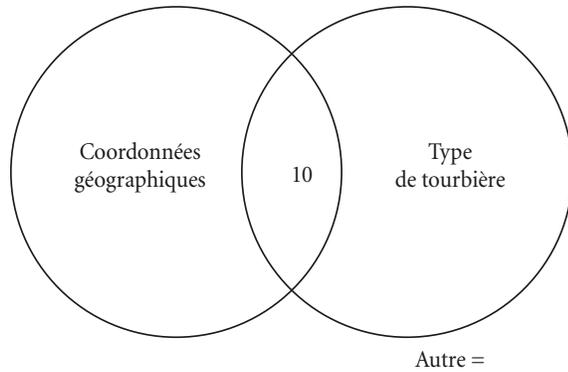
corrélé avec le calcium ( $R = 0,67$ ;  $p < 0,001$ ), la conductivité électrique ( $R = 0,65$ ;  $p < 0,001$ ), le sodium ( $R = 0,57$ ;  $p < 0,001$ ), et le magnésium ( $R = 0,52$ ;  $p < 0,001$ ). La conductivité électrique est corrélée avec le sodium ( $R = 0,90$ ;  $p < 0,001$ ), le chlore ( $R = 0,76$ ;  $p < 0,001$ ), le magnésium ( $0,70$ ;  $p < 0,001$ ) et le calcium ( $R = 0,47$ ;  $p < 0,001$ ).

Le sodium est corrélé avec le chlore ( $R = 0,91$ ;  $p < 0,001$ ), le magnésium ( $R = 0,75$ ;  $p < 0,001$ ), le fer ( $R = 0,37$ ;  $p < 0,001$ ) et le calcium ( $R = 0,32$ ;  $p < 0,001$ ). Le magnésium et le fer ( $R = 0,52$ ;  $p < 0,001$ ), le chlore et le fer ( $R = 0,41$ ;  $p < 0,001$ ) et le magnésium et le chlore ( $R = 0,63$ ;  $p < 0,001$ ) sont également corrélés entre eux.

Enfin, le partitionnement de la variance a permis de constater, qu'au Québec, la composition chimique de l'eau des tourbières varie de manière significative ( $p < 0,005$ ) en fonction du type de tourbière et de la localisation géographique. En effet, près du tiers (28,3 %) de la variabilité dans l'ensemble des données est expliquée par ces deux facteurs (figure 2).

### Composition de la tourbe

Il y a près de cinq fois moins de données chimiques disponibles pour la tourbe que pour l'eau au Québec. Dans les bogs, le pH varie globalement entre 2,7 et 3,8; alors que la conductivité électrique se situe entre 0 et  $70\ \mu\text{S}/\text{cm}$ . Pour les fens, le pH se situe entre 5,7 et 7,3; la conductivité électrique entre 111 et  $470\ \mu\text{S}/\text{cm}$ . Tous types confondus, le phosphore se rencontre en faible concentration dans la tourbe, la valeur la plus élevée étant  $1,18\ \text{mg}\ \text{g}^{-1}$ . L'azote total est à des concentrations beaucoup plus variables avec des valeurs allant de 4,4 à  $29,0\ \text{mg}\ \text{g}^{-1}$ . À l'exception d'une tourbière de Rivière-du-Loup, les nitrates sont toujours en faibles proportions,



**Figure 2.** Proportion de la variance de la composition chimique de l'eau expliquée par la localisation (coordonnées géographiques) ou le type de tourbière (bog, fen, tourbière abandonnée après exploitation ou tourbière restaurée) d'après une analyse multivariée de partitionnement de la variance.

comme c'est le cas dans l'eau. L'ammonium est également retrouvé en faibles concentrations ( $< 0,10 \text{ mg g}^{-1}$ ) dans la tourbe de la majorité des tourbières, mais présente des valeurs plus élevées dans la région du Lac-Saint-Jean. Le magnésium et le calcium se retrouvent quant à eux en plus fortes concentrations dans les fens et dans les tourbières restaurées.

Au niveau des différences entre les types de tourbière, la tourbe des bogs présente des valeurs plus faibles de pH et de calcium que les autres types, alors que les fens présentent des valeurs plus élevées et plus variables de potassium. Les tourbières restaurées ont des valeurs plus élevées de fer et de magnésium, notamment.

Il est intéressant de noter que les écarts entre les concentrations relatives distinguant les types de tourbière diffèrent dans la tourbe et dans l'eau : par exemple, la différence entre les bogs naturels et les fens naturels au niveau de la concentration en azote est plus évidente dans la tourbe que dans l'eau.

Les données sur certains éléments, et en particulier sur les métaux lourds, étaient peu nombreuses pour tous les types de tourbières et dans toutes les régions (tableau 3). En attendant une base de données plus substantielle, on note que le mercure, le plomb et le cadmium sont souvent sous la limite de détection, excepté pour la tourbe de fen. Pour les autres métaux lourds, les concentrations dans l'eau comme dans la tourbe sont rarement supérieures à  $0,7 \text{ mg/g}$  au Québec. L'aluminium et le manganèse se trouvent en concentrations plus élevées que les autres métaux lourds, ce qui correspond aux observations de Mullen et collab. (2000).

**Discussion**

**Constats généraux sur la chimie des tourbières au Québec**

**L'impact de l'exploitation sur la chimie dans les tourbières**

Les différences marquées entre les tourbières naturelles, restaurées et abandonnées qui ressortent dans cette synthèse ont déjà été observées dans des études de cas et discutées en profondeur (Wind-Mulder et collab., 1996; Andersen et collab., 2006; Andersen et collab., 2010). La chimie de l'eau et de la tourbe est perturbée notamment par le fait que l'extraction nécessite l'aspiration des horizons superficiels plus riches en éléments nutritifs; ainsi qu'un drainage intensif qui perturbe l'hydrologie, donc le potentiel d'oxydoréduction. Cela explique notamment les valeurs plus élevées de pH, de conductivité électrique et de calcium dans l'eau, et de fer dans la tourbe. Les différences dans les valeurs de pH peuvent également entraîner des changements dans la biodisponibilité de certains éléments nutritifs, comme le phosphore. De plus, l'extraction perturbe les communautés microbiennes qui permettent la transformation et le recyclage des éléments minéraux et nutritifs (Croft et collab., 2001), ce qui peut rétroagir sur la composition chimique de la tourbe et de l'eau.

**Tableau 3.** Moyennes (écarts-types entre les tourbières) des concentrations de métaux lourds retrouvés dans l'eau et dans la tourbe de tourbières du Québec en fonction de leur type. n = nombre de données; ND = donnée non disponible; < l.d. = sous la limite de détection.

Type	Mn	Al	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Cd	n	Référence
<b>Eau (mg/L)</b>										
Bog	0,112	0,308 (0,060)	0,030	< l.d.	0,005	< l.d.	0,011	< l.d.	13 (Al = 252)	a, b, c
Fen	0,012	0,072	0,087 (0,089)	< l.d.	ND	0,003	0,022	ND	5-26	d, e, f
Exploitée	0,117	1	0,0292	< l.d.	0,005	< l.d.	0,016	< l.d.	13	a
Restaurée	0,125	0,8360	0,147 (0,169)	< l.d.	0,005	< l.d.	0,012	< l.d.	11 (Cu=173)	a, e
<b>Tourbe (mg/g)</b>										
Bog	0,03	0,7	0,002	< l.d.	0,001	< l.d.	0,017	< l.d.	5	g
Fen	0,069	ND	ND	1,247	ND	ND	ND	ND	20-24	d
Exploitée	ND	ND	0,009	ND	ND	ND	ND	ND	2	h
Restaurée	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	126	

a. Landry 2006. b. Poulin, 2000. c. Premier horticulture ltée., 2000. d. Boudreau 2009. e. Cobbaert et collab., 2004. f. Nolin 1994. g. Gorham et Janssen, 2005. h. Bussièrès 2005.

Un autre exemple qui illustre bien l'impact de l'exploitation est le cas du sodium et du magnésium. On remarque que les régions situées en marge de l'estuaire du Saint-Laurent, soit le Bas-Saint-Laurent et la Côte-Nord, présentent les concentrations les plus élevées en sodium et en chlore dans l'eau et en magnésium dans la tourbe. Il s'agit du résultat de leur exposition aux embruns marins, enrichis en NaCl et en MgCl<sub>2</sub>, rapporté également par d'autres études (Mullen et collab., 2000). Cependant, à l'intérieur de ces régions, on remarque un gradient des concentrations qui s'élèvent des catégories « tourbières naturelles < restaurées < abandonnées » pour ces mêmes éléments (tableaux 1 et 2). La plupart des bogs naturels du Bas-Saint-Laurent et de la Côte-Nord présentent un couvert arbustif et/ou arborescent plus important que les tourbières restaurées et exploitées. Il est possible que la voûte forestière interagisse avec les précipitations et les embruns, et intercepte une partie des éléments minéraux (Schauffler et collab., 1996). En revanche, il y a un contact plus direct entre les précipitations et la surface dans les tourbières restaurées ou abandonnées, qui sont plus exposées et ouvertes. L'absence de *Sphagnum* dans les tourbières abandonnées fait en sorte que l'essentiel du sodium est lessivé et se retrouve dans l'eau rapidement. Le magnésium n'est pas lessivé aussi facilement, étant un cation bivalent, et il se retrouve adsorbé sur la tourbe, où il peut être détecté. Au contraire, dans les tourbières restaurées, le sodium se trouve adsorbé sur les parois des sphaignes (Proctor, 1994; Andersen, 2008; Andersen et collab., 2010), ce qui explique les valeurs intermédiaires.

#### **Impacts du paysage et de l'histoire d'utilisation des terres**

Les valeurs plus élevées de SO<sub>4</sub> dans les tourbières du Bas-Saint-Laurent, de Chaudière-Appalaches et du Centre-du-Québec viennent probablement du fait que ces régions se trouvent sur le passage des dépressions atmosphériques en provenance des Grands Lacs et ont donc été plus touchées par les dépôts acides en provenance de l'est des États-Unis et de l'Ontario dans les années 1990 (Environnement Canada, 2004). Elles ont donc historiquement accumulé plus de soufre que les tourbières de la Côte-Nord ou du Lac-Saint-Jean, par exemple. Lors de périodes plus sèches, le soufre est oxydé en sulfates qui sont lessivés dans l'eau, un phénomène bien documenté dans la littérature (Bayley et collab., 1986; Urban et Bayley, 1986; Vile et Novák, 2006). La plus haute teneur en éléments nutritifs (N, P, K) dans la tourbe et l'eau de ces trois mêmes régions (Bas-Saint-Laurent, Chaudière-Appalaches et Centre du Québec) peut être une conséquence du grand nombre de terres agricoles qui reçoivent des fertilisants autour de ces tourbières.

Concernant les métaux lourds, il est clair que le nombre de données est relativement limité. En outre, leur comportement dans les tourbières est méconnu et il serait bon de leur accorder plus d'importance. Par exemple, une étude a démontré que les concentrations de méthylmercure dans l'eau de certaines tourbières augmentaient lors d'exposition à des hautes teneurs en sulfates. Avec le lessivage, cela pourrait

avoir des implications sur la concentration de méthylmercure dans les cours d'eau adjacents, et sur la chaîne alimentaire (Branfireum et collab., 1999). Dans les régions où les teneurs en sulfates sont plus élevées, tout comme dans les fens, dont la tourbe présente des valeurs plus élevées de mercure, il serait bon de continuer le suivi de ces deux éléments en parallèle afin de mieux comprendre l'importance de ce genre de phénomène.

#### **Vers un outil supplémentaire pour la gestion et le suivi des tourbières au Québec**

Comme la restauration des tourbières a débuté au Québec en 1999, les sites sont au plus âgés de 10 ans. Il apparaît important de poursuivre le suivi pour encore quelques années au moins, afin de déterminer à partir de quel moment les tourbières restaurées retrouvent des valeurs semblables aux valeurs naturelles. Notre synthèse démontre clairement que l'impact de l'exploitation sur la chimie de l'eau et de la tourbe persiste dans les tourbières restaurées dans ces 10 premières années suivant la restauration. Par contre, le volume d'eau sortant d'une tourbière exploitée est supérieur à la quantité d'eau sortant d'une tourbière restaurée, puisque celle-ci réussit à garder plus d'eau dans le système, grâce au blocage des canaux et à l'ajout de végétation. Par exemple, grâce aux données recueillies par Shantz et Price (2006), on estime que, par m<sup>3</sup> de tourbe, il sort environ 8 fois plus d'eau de la partie non restaurée de la tourbière de Bois-des-Bels que de la partie restaurée. L'impact sur la composante aquatique des systèmes adjacents pourrait donc être réduit par la restauration.

Au Québec, il semble que les valeurs de conductivité électrique, de pH, de calcium, de sodium permettent une bonne caractérisation de l'état d'une tourbière donnée. En outre, puisque le sodium est fortement corrélé avec le chlore et le magnésium, le potassium et le fer, nous pensons qu'il pourrait être inclus de manière routinière pour le suivi de la restauration, en particulier dans les tourbières retrouvées dans un climat maritime. Les éléments nutritifs sont déterminants pour les plantes ou les micro-organismes; ils devraient être suivis à tout le moins dans les premières années, lorsque la végétation est encore en phase d'établissement. Comme ils sont tous corrélés entre eux, le suivi d'un seul élément nutritif (NH<sub>4</sub>, P ou K) pourrait suffire pour donner une bonne indication de l'état nutritionnel d'une tourbière donnée. Nous recommandons le suivi du phosphore dans les cas où la fertilisation est incluse dans la restauration, afin de s'assurer qu'il n'y a pas de lessivage dans le paysage environnant (Bussièrès, 2005; Andersen et collab., 2010). Puisque l'hydrologie peut aussi influencer la composition chimique de l'eau, du moins pour certains éléments (p. ex.: Wilcox et collab., 1986; Malmer et collab., 1992; Andersen et collab., 2010), nous recommandons également de coordonner le suivi de la chimie et de l'hydrologie dans les sites restaurés.

Le type de tourbière (25,0 %; p = 0,005) et la localisation géographique (13,5 %; p = 0,005) influencent significativement la chimie de l'eau, et la proportion de

variation résiduelle correspond en partie aux différences de profondeur (Dammann, 1978; Vitt et collab., 1995) ou de types d'échantillon. Par exemple, Andersen et collab. (2010) ont démontré que les échantillons d'eau provenant de mares étaient significativement différents de ceux récoltés dans des puits pour un bog restauré du Bas-Saint-Laurent. La concentration en calcium, en magnésium, et en sodium, notamment, augmentait pendant les mois chauds et secs (juillet et août) dans les puits, mais pas dans les mares. Par ailleurs, l'année d'échantillonnage et le moment de récolte de l'échantillon dans la saison peuvent également influencer la composition chimique dans l'eau et de la tourbe (Vitt et Chee, 1990; Vitt et collab., 1995; Proctor, 2006; Andersen et collab., 2010), tout comme le type de végétation (Bubier, 1995), notamment pour les éléments nutritifs, qui varient durant la saison de croissance. Certains événements météorologiques exceptionnels peuvent aussi se répercuter sur la chimie de l'eau. Par exemple, une période chaude et sèche suivie d'un événement de précipitation intense peut se traduire par un lessivage de sulfates (Urban et Bayley, 1986). Pour un suivi temporel de la chimie plus rigoureux et surtout plus informatif, nous suggérons que les mesures soient prises à des périodes similaires dans la saison de croissance (voir encadré Synthèse et Recommandations). Nous recommandons également de noter les conditions météorologiques des semaines précédant l'échantillonnage : ils peuvent s'avérer essentiels pour interpréter certains modèles de variation.

Tel que relevé dans Andersen et collab. (2010) et Andersen (2008), il n'est pas nécessaire d'effectuer un suivi annuel de la tourbe dans les sites restaurés; un échantillonnage pré-restauration, puis un autre après 5 et 10 ans seraient suffisants pour évaluer les changements. De plus, nous soutenons qu'il serait avantageux de mesurer les éléments sous leur forme soluble dans la tourbe pour les études de suivi de perturbation/restauration, puisque c'est la forme sous laquelle ils sont utilisés par les plantes et les micro-organismes, donc plus susceptibles d'avoir une influence sur les processus biologiques et biogéochimiques.

### **Choisir le bon système de référence : une étape déterminante**

La présente synthèse confirme que le choix d'un site de référence pour la comparaison avec une tourbière perturbée ou restaurée devrait se limiter à l'intérieur du même type de tourbière, et idéalement aussi près que possible du site perturbé. Les échantillonnages devraient être synchronisés entre la référence et le site d'intérêt. Cela permettrait en outre de limiter les écarts reliés aux gradients climatiques, biogéographiques et à l'historique de l'utilisation du paysage (White et Walker, 1997). En l'absence d'une tourbière naturelle à proximité, il serait possible de se référer à la présente base de données et d'effectuer une comparaison avec les valeurs moyennes récentes pour le type de tourbière choisi dans une région donnée, par exemple.

Nous croyons que davantage de données devront être récoltées pour faire de la base de données un outil plus

## **Synthèse et Recommandations**

### **1. Échantillonnage**

- Des protocoles sont disponibles pour l'échantillonnage de l'eau et de la tourbe – du champ au laboratoire : [www.gret-perg.ulaval.ca](http://www.gret-perg.ulaval.ca), onglet *Recherche* puis *Chimie et microbiologie*.
- Éviter l'échantillonnage immédiatement après la fonte des neiges, après des grandes pluies ou des périodes de sécheresse, puisque ces phénomènes modifient les concentrations d'éléments dans la colonne de tourbe et dans l'eau (p. ex. : soufre).
- Viser un échantillonnage dans une période stable où la nappe phréatique est à son niveau moyen, et noter les conditions météorologiques avant et pendant l'échantillonnage.

### **2. Suivi post-restauration**

- Pour un suivi à court terme (0-5 ans), favoriser le suivi de la chimie de l'eau, plus particulièrement le calcium, le pH, la conductivité électrique, l'ammonium et le phosphore, ainsi que le sodium dans le cas des tourbières en régions maritimes.
- Pour le suivi de la tourbe, effectuer une analyse pré-restauration pour déterminer les conditions initiales et la trajectoire à favoriser.
- Après la restauration, préférer le suivi des éléments échangeables (solubles) dans la tourbe puisqu'ils sont disponibles pour les plantes et les micro-organismes, donc plus susceptibles d'avoir une influence sur les processus biologiques et biogéochimiques.
- Pour le choix d'un système de référence, l'idéal est d'avoir des sites adjacents que l'on savait similaires avant perturbations. En absence d'un site de référence, nous suggérons d'utiliser la moyenne provinciale et la moyenne régionale appropriée pour situer les nouvelles valeurs.

### **3. Ajout à la base de données du GRET**

- Un protocole est disponible pour l'ajout des données : ([www.gret-perg.ulaval.ca](http://www.gret-perg.ulaval.ca), onglet *Recherche* puis *Chimie et microbiologie*). Vos données de chimie des tourbières pourraient aider à améliorer la banque provinciale ou combler bien des lacunes régionales.

puissant et nous encourageons les chercheurs à ajouter à leurs protocoles les mesures simples qui peuvent être prises directement sur le terrain, comme le pH et la conductivité électrique de l'eau de surface. En outre, il manque encore des données dans plusieurs régions, notamment dans le cas des fens. Il faudrait donc également développer un mécanisme permettant de rendre des données existantes plus facilement et rapidement accessibles non seulement à la communauté scientifique, mais aussi à d'autres individus ou groupes qui pourraient s'y intéresser, comme certains organismes à vocation environnementale, certaines firmes de consultants, ou

même certaines instances gouvernementales. Pour le moment, nous vous proposons d'interagir avec la base de données sur le site du GRET (voir encadré).

## Conclusion

En conclusion, nous estimons que la mise en place d'une base de données permanente permettrait d'améliorer la gestion des tourbières au Québec, mais aussi d'approfondir notre connaissance de ce type d'écosystème de manière générale. À une échelle locale, cela permettrait une évaluation plus objective et plus formelle des changements au niveau de la chimie des tourbières après une perturbation, par exemple. En outre, en étudiant les variations dans la chimie des tourbières au cours des dernières décennies, il sera possible de mieux anticiper l'impact potentiel des changements climatiques sur la chimie des tourbières.

## Remerciements

L'idée originale de cette synthèse découle d'un contrat de recherche effectué pour Premier Tech ; nous les remercions d'avoir soutenu financièrement J. Landry pour sa maîtrise. Les auteurs désirent remercier F. Quinty, C. St-Arnaud, S. Boudreau, S. Pellerin et M. Crête pour leurs commentaires constructifs qui ont permis d'améliorer le manuscrit, ainsi que I. Thibault pour son aide pour la figure 1. Ce projet a également été financé par la Chaire de recherche industrielle du CRSNG en aménagement des tourbières. Les auteurs encouragent les chercheurs à communiquer avec le Groupe de recherche en écologie des tourbières ([gret@fsaa.ulaval.ca](mailto:gret@fsaa.ulaval.ca)) pour savoir comment fournir des données supplémentaires pour compléter la base de données actuelle. ◀

## Références

- ADAMSON, J.K., W.A. SCOTT, A.P. ROWLAND et G.R. BEARD, 2001. Ionic concentrations in a blanket peat bog in northern England and correlations with deposition and climate variables. *European Journal of Soil Science*, 52: 69-79.
- ANDERSEN, R., L. ROCHEFORT et M. POULIN, 2010. Peat, water and plant tissue chemistry monitoring: a seven-year case study in restored peatlands. *Wetlands*, 30: 159-170.
- ANDERSEN, R., A.-J. FRANÇEZ et L. ROCHEFORT, 2006. The physicochemical and microbial status of a restored bog in Québec: Identification of relevant criteria to monitor success. *Soil Biology et Biochemistry*, 38: 1375-1387.
- ANDERSEN, R., 2008. Évaluation du succès de la restauration écologique des tourbières à Sphaignes: intégrations des critères physico-chimiques et microbiologiques au suivi à long terme. Thèse de doctorat, Université Laval, Québec, 174 p.
- ANDERSEN, R.S. et C.A. KELLY, 1986. Retention and release of S from a freshwater wetland. *Water, Air and Soil pollution*, 31: 101-114.
- BAYLEY, S.E., R.S. BEHR et C.A. KELLY, 1986. Retention and release of S from a freshwater wetland. *Water, Air and Soil pollution*, 31: 101-114.
- BORCARD, D., P. LEGENDRE et P. DRAPEAU, 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73: 1045-1055.
- BOUDREAU, S., 1999. Restauration de tourbières exploitées, abandonnées et recolonisées par diverses communautés végétales. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, 93 p.
- BRANDFIREUM, B.B., N.T. ROULET, C.A. KELLY et J.W.M. RUUD, 1999. *In situ* sulphate stimulation of mercury methylation in a Boreal peatland: toward a link between acid rain and methylmercury contamination in remote environments. *Global Biogeochemical Cycles*, 13: 743-750.
- BUBIER, J., 1995. The relationship of vegetation to methane emission and hydrochemical gradient in northern peatlands. *Journal of Ecology*, 83: 403-420.
- BUSSIÈRES, J., 2005. Potentiel d'établissement d'essences forestières et fruitières en tourbières résiduelles. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, 81 p.
- BUTEAU, P., 1988. Distribution des tourbières du Québec. Gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources (Mines), Direction générale de l'exploration géologique et minérale, Service géologique de Québec, Document n° PRO: 88-10.
- 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.
- CAMILL, P., 1999. Patterns of boreal permafrost peatland vegetation across environmental gradients sensitive to climate warming. *Canadian Journal of Botany*, 77: 721-733.
- CAMPBELL, D. et L. ROCHEFORT, 2001. La végétation: gradients. Dans: Payette, S. et L. Rochefort (édit.). *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Université Laval, Québec, p. 129-140.
- COBBAERT, D., L. ROCHEFORT et J.S. PRICE, 2004. Experimental restoration of a fen plant community after peat mining. *Applied Vegetation Science*, 7: 209-220.
- COMEAU, P.L. et D.J. BELLAMY, 1986. An ecological interpretation of the chemistry of mire waters from selected sites in eastern Canada. *Canadian Journal of Botany*, 64: 2576-2581.
- COMEAU, P.L. et C.J. BEAUCHAMP, 2001. Vacuum-extraction of peatlands disturbs bacterial population and microbial biomass carbon. *Applied Soil Ecology*, 18: 1-12.
- CROFT, M., L. ROCHEFORT et C.J. BEAUCHAMP, 2001. Vacuum-extraction of peatlands disturbs bacterial population and microbial biomass carbon. *Applied Soil Ecology*, 18: 1-12.
- DAMMAN, A.W.H., 1978. Distribution and movement of elements in ombrotrophic peat bogs. *Oikos*, 30: 480-495.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 2004. National atmospheric chemistry database and analysis facility. Disponible en ligne à: [msc-smc.ec.gc.ca/natchem](http://msc-smc.ec.gc.ca/natchem). [Visité le 08-02-08].
- FAGUY, G., 2003. L'aménagement écologique d'une tourbière anciennement exploitée: le cas de Chemin-du-Lac à Rivière-du-Loup, été 2002. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, 53 p.
- FONTAINE, N., 2008. La biodiversité et la restauration des mares de tourbière. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, 76 p.
- FOSTER, D.R., G.A. KING et M.V. SANTELMANN, 1988. Patterned fens of western Labrador and adjacent Quebec: phytosociology, water chemistry, landform features, and dynamics of surface patterns. *Canadian Journal of Botany*, 66: 2402-2418.
- FREEMAN, C., M.A. LOCK et B. REYNOLDS, 1993. Impacts of climatic change on peatland hydrochemistry: A laboratory-based experiment. *Chemistry and Ecology*, 8: 49-59.
- GAUTHIER, R., 1980. La végétation des tourbières et les sphaignes du parc des Laurentides, Québec. Laboratoire d'écologie forestière, Université Laval, Québec, Études Écologiques, volume 3, 634 p.
- GIGNAC, L.D., 1994. Peatland species preferences: An overview of our current knowledge base. *Wetlands*, 14: 216-222.
- GIGNAC, L.D., B.J. NICHOLSON et S.E. BAYLEY, 1998. The Utilization of bryophytes in bioclimatic modeling: Present distribution of peatlands in the Mackenzie River Basin, Canada. *The Bryologist*, 101: 560-571.
- GIRARD, M., C. LAVOIE et M. THÉRIAULT, 2002. The regeneration of a highly disturbed ecosystem: a mined peatland in Southern Québec. *Ecosystems*, 5: 274-288.
- GLASER, P.H., 1992. Raised bogs in eastern North America - regional controls for species richness and floristic assemblages. *Journal of Ecology*, 80: 535-554.
- GOEBEL, P.C., T.C. WYSE et R.G. CORACE III, 2005. Determining reference ecosystem conditions for disturbed landscapes within the context of contemporary resource management issues. *Journal of Forestry*, 103: 351-356.

- GORHAM, E., 1991. Northern peatlands : Role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological Applications*, 1 : 182-195.
- GORHAM, E. et J.A. JANSSENS, 2005. The distribution and accumulation of chemical elements in five peat cores from the mid-continent to the eastern coast of North America. *Wetlands*, 25 : 259-278.
- GRAF, M.D., 2008. Restoring fen plant communities on cutaway peatlands of North America. Thèse de doctorat, Université Laval, Québec, 166 p.
- 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.
- INAMDAR, S.P., S.F. CHRISTOPHER et M.J. MITCHELL, 2004. Export mechanisms for dissolved organic carbon and nitrate during summer storm events in a glaciated forested catchment in New York, USA. *Hydrological Process*, 18 : 2651-2661.
- 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, Finland, 304 p.
- KEYS D., 1992. Canadian peat harvesting and the environment, North American Wetlands Conservation Council (Canada), Issue Paper n° 1992-3, Ottawa, 29 p.
- LANDRY, J., 2008. Impacts environnementaux d'une nouvelle technique de récolte de la tourbe. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, 71 p.
- LAVOIE, C. et L. ROCHEFORT, 1996. The natural revegetation of a harvested peatland in southern Québec : A spatial and dendroecological analysis. *Ecoscience*, 3 : 101-111.
- MALMER N., D.G. HORTON et D.H. VITT, 1992. Element concentrations in mosses and surface waters of western Canadian mires relative to precipitation chemistry and hydrology. *Ecography*, 15 : 114-128.
- MOORE, T.R., 1987. A Preliminary study of the effects of drainage and harvesting on water quality in ombrotrophic bogs near Sept-Iles, Quebec. *Water Resources Bulletin*, American Water Resources Association, 23 : 785-791.
- MULLEN, S.F., J.A. JANSSENS et E. GORHAM, 2000. Acidity of and the concentrations of major and minor metals in the surface waters of bryophyte assemblages from 20 North American bogs and fens. *Canadian Journal of Botany*, 78 : 718-727.
- NOLIN, R., 1994. Tourbière Sainte-Marguerite-Marie : Rapport sur la qualité des eaux. Johnson et Johnson Global Research Group, Products and Absorbents Materials, Laboratory report 1211, 24 p.
- OKSANEN, J., R. KINDT, P. LEGENDRE, B. O'HARA, G.L. SIMPSON, P. SOLYMOS, M.H.H. STEVENS et H. WAGNER, 2008. Vegan : community ecology package. R package version 1.15-0. Disponible en ligne à : [vegan.r-forge.r-project.org/](http://vegan.r-forge.r-project.org/). [Visité le 09-10-03].
- PAYETTE, S., 2001. Les principaux types de tourbières. Dans : Payette., S. et L. Rochefort (édit.). *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Université Laval, Québec. p. 39-89.
- PELLERIN, S., J. HUOT et S.D. CÔTÉ, 2006. Long term effects of deer browsing and trampling on the vegetation of peatlands. *Biological Conservation*, 128 : 316-326.
- PELLERIN, S., M. LAROCQUE et M. LAVOIE, 2007. Rôle hydrologique et écologique régional de la tourbière de Covey hill. Fondation EJLB, Québec, 63 p.
- PERES-NETO P.R., P. LEGENDRE, S. DRAY et D. BORCARD, 2006. Variation partitioning of species data matrices : estimation and comparison of fractions. *Ecology*, 87 : 2614-2625.
- POULIN, M., L. ROCHEFORT, S. PELLERIN et J. THIBAUT, 2004. Threats and protection for peatlands in Eastern Canada. *Geocarrefour*, 79 : 331-344.
- PREMIER HORTICULTURE LTÉE, 2000. Qualité de l'eau de surface et dans la tourbière, Pointe-Label peatland, novembre 2000. Premier Horticulture Ltée, Dorval, 12 p.
- 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.
- PROCTOR, M.C.F., 1994. Seasonal and shorter-term changes in surface-water chemistry on four English ombrogenous bogs. *Journal of Ecology*, 82 : 597-610.
- PROCTOR, M.C.F., 2006. Temporal variation in the surface-water chemistry of a blanket bog on Dartmoor, southwest England : analysis of 5 year's data. *European Journal of Soil Science*, 57 : 167-178.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2007. R : A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienne. Disponible en ligne à : [R-project.org](http://R-project.org). [Visité le 09-10-03].
- RENOU, F. et E.P. FARRELL, 2005. Reclaiming peatlands for forestry : the Irish experience. Dans : J.A. Stanturf et P. Madsen (edit.). *Restoration of boreal and temperate forests*. CRC Press, Boca Raton, p. 541-557.
- ROBERT, E.C., L. ROCHEFORT et M. GARNEAU, 1999. Natural revegetation of two block-cut mine peatlands in eastern Canada. *Canadian Journal of Botany*, 77 : 447-459.
- ROCHEFORT, L. et F. QUINTY, 1994. La restauration des tourbières exploitées : le développement d'une stratégie intégrée au Québec. Rapport d'étape présenté au ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec, 78 p.
- ROCHEFORT, L. et F. QUINTY, 1995. La restauration des tourbières exploitées : le développement d'une stratégie intégrée au Québec. Rapport d'étape présenté au ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec, 67 p.
- SCHAUFFLER, M., JR G.L. JACOBSON, A.L. PUGH IV et S.A. NORTON, 1996. Influence of vegetation structure on capture of salt and nutrient aerosols in a Maine peatland. *Ecological Applications*, 6 : 263-268.
- SIEGEL, D.I., A.S. REEVE, P.H. GLASER, et E.A. ROMANOWICZ, 1995. Climate-driven flushing of pore water in peatlands. *Nature*, 374 : 531-533.
- SJÖRS, H., 1952. On the relation between vegetation and electrolytes in north Swedish mire waters. *Oikos*, 2 : 241-258.
- SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION (SER) SCIENCE AND POLICY WORKING GROUP, 2002. The SER primer on ecological restoration. Disponible en ligne à : [ser.org/](http://ser.org/). [Visité 08-04-15].
- STANEK, W., J.K. JEGLUM et L. ORLÓCI, 1977. Comparisons of peatland types using macro-nutrient contents of peat. *Vegetatio*, 33 : 163-173.
- STRACK, M., J.M. WADDINGTON, M. TURETSKY, N.T. ROULET et K.A. BYRNE, 2008. Northern peatlands, greenhouse gas exchange and climate change. Dans : M. Strack (edit.). *Peatlands and climate change*. International Peat Society, Jyväskylä, p. 44-69.
- URBAN, N.R. et S.E. BAYLEY, 1986. The acid-base balance of peatlands : short-term perspective. *Water, Air and Soil Pollution*, 30 : 791-800.
- VILE, M. et M. NOVÁK, 2006. Sulfur cycling in boreal peatland : from acid rain to global climate change. Dans : R.K. Wieder et D.H. Vitt (edit.). *Boreal peatland ecosystem*. Springer, Berlin, 435 p.
- VILE, M. et W.H. HENDRICKSON, 1986. Hydrology, water chemistry and ecological relations in the raised mound of Cowles Bog. *The Journal of Ecology*, 74 : 1103-1117.
- VITT, D.H. et W-L. CHEE, 1990. The relationships of vegetation to surface water chemistry and peat chemistry in fens of Alberta, Canada. *Vegetatio*, 89 : 87-1006.
- VITT, D.H., S.E. BAYLEY et T-L. JIN, 1995. Seasonal variation in water chemistry over a bog-rich fen gradient in continental western Canada. *Canadian Journal of Botany*, 52 : 587-606.
- WHEELER, B.D. et M.C.F. PROCTOR, 2000. Ecological gradients, subdivisions and terminology of north-west European mires. *Journal of Ecology*, 88 : 187-203.
- WHITE, P.S. et J.L. WALKER, 1997. Approximating nature's variation : selecting and using reference information in restoration ecology. *Restoration Ecology*, 5 : 338-349.
- WILCOX, D.A., R.J. SHEDLOCK et W.H. HENDRICKSON, 1986. Hydrology, water chemistry and ecological relations in the raised mound of Cowles Bog. *The Journal of Ecology*, 74 : 1103-1117.
- WIND-MULDER, H.L., L. ROCHEFORT et D.H. VITT, 1996. Water and peat chemistry comparisons of natural and post-harvested peatlands across Canada and their relevance to peatland restoration. *Ecological Engineering*, 7 : 161-181.