

CLAUDIA ST-ARNAUD

**DYNAMIQUE DE LA VÉGÉTATION D'UN FEN
PAUVRE FACE À UNE SIMULATION DE
RÉCHAUFFEMENT CLIMATIQUE : RÉPONSES
POTENTIELLES DES TOURBIÈRES BORÉALES À
SPHAIGNES**

Mémoire présenté
à la Faculté des études supérieures de l'Université Laval
dans le cadre du programme de maîtrise en biologie végétale
pour l'obtention du grade de maître ès sciences (M.Sc.)

DÉPARTEMENT DE PHYTOLOGIE
FACULTÉ DES SCIENCES DE L'AGRICULTURE ET DE L'ALIMENTATION
UNIVERSITÉ LAVAL
QUÉBEC

2007

RÉSUMÉ

En me basant sur un modèle de changement des tourbières face au réchauffement climatique, j'ai reproduit les conditions d'assèchement auxquelles elles seront soumises au cours du présent siècle en abaissant artificiellement le niveau de la nappe phréatique. J'ai testé l'hypothèse que les changements de végétation et d'accumulation de la matière organique différeraient à l'échelle spatiale (buttes, platières et dépressions) et à l'échelle temporelle (court et long termes) dans une tourbière minérotrophe pauvre dominée par les sphaignes et représentative de la majorité des tourbières minérotrophes boréales pauvres du Canada.

L'abaissement de la nappe phréatique a eu pour effet d'homogénéiser les communautés végétales des microhabitats ainsi que de modifier leur productivité végétale et leur taux de décomposition. Toutefois, c'est uniquement dans les buttes que l'accumulation de la matière organique a été réduite. Les changements observés à court terme n'ont pas toujours été semblables à ceux à long terme. Finalement, mes résultats montrent l'importance d'intégrer les réponses différentielles des microhabitats dans les modèles de changement des tourbières face au réchauffement climatique.

AVANT-PROPOS

Les deux chapitres majeurs de ce mémoire ont été rédigés sous forme d'article scientifique. Pour le premier article (Chapitre 2), j'ai récolté une partie des données sur le terrain, réalisé les analyses statistiques et écrit le manuscrit. Par conséquent, je suis la principale auteure de cet article. Les coauteures Line Rochefort (professeure à l'Université Laval, Québec) et Eeva-Stiina Tuittila (chercheure senior à l'Université d'Helsinki, Finlande) ont conçu et mis en place le dispositif expérimental, participé à l'interprétation des résultats et à la révision de l'article. De plus, Eeva-Stiina Tuittila a collaboré à l'analyse statistique des résultats.

Je suis également la principale auteure du deuxième article (Chapitre 3). J'ai mis en place le dispositif expérimental, récolté les données, analysé les résultats et rédigé les textes. La coauteure Line Rochefort a contribué à l'interprétation des résultats et à la révision de l'article.

Le premier article a été rédigé en anglais et le second en français. Les deux articles n'ont pas encore été soumis à une revue scientifique. Il est possible qu'ils soient modifiés pour publication après le dépôt du mémoire.

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, je remercie chaleureusement la directrice de mon projet de maîtrise, Line Rochefort, de m'avoir offert ce projet et de m'avoir fourni le soutien et les ressources nécessaires à sa réalisation. Je lui suis également reconnaissante de m'avoir permis d'effectuer un stage inoubliable en Finlande.

Je remercie Eeva-Stiina Tuittila qui, en plus d'être une excellente professeure d'analyses statistiques, m'a fait découvrir la Finlande et ses tourbières. Je lui suis reconnaissante, ainsi qu'à Mike Waddington et à Line Rochefort, d'être à l'origine des recherches à la tourbière de Saint-Charles-de-Bellechasse. Celles-ci ont pu se concrétiser grâce à l'appui de la compagnie Les Tourbes Nirom Peat Moss inc., et au soutien financier des organismes suivants : la Fondation canadienne pour les sciences du climat et de l'atmosphère, le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada et l'Académie de Finlande.

Mon expérience au sein du Groupe de recherche en écologie des tourbières n'aurait pas été la même sans tous ses collaborateurs, qui sont devenus mes amis. Un merci tout particulier à une déesse de la tourbe, Stéphanie Boudreau. Je remercie également Monique Poulin, Maria Strack, Luc Miousse, Julie Bussièrès, Claire Boismenu et Roxane Andersen pour leurs précieux conseils et leur soutien technique. De plus, je remercie les assistants de terrain qui m'ont aidée à réaliser ce projet : Marie-Ève Bérubé, Véronique Bouchard, Guillaume Clément-Mathieu, Rosalie Cliche, Danielle Cobbaert, Patrick Faubert, Laurence Grandmont, Annie Jacob, Matteo Sottocornola et Jin Zhou.

Finalement, je suis reconnaissante envers mes parents qui m'ont transmis leur amour de la nature et des plantes. Je remercie également Esther Lévesque qui, au baccalauréat, m'a donné l'intérêt d'étudier l'écologie végétale dans le domaine scientifique. Finalement, un merci tout spécial à Maxime Gravel, mon merveilleux amoureux.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	ii
AVANT-PROPOS	iii
REMERCIEMENTS	iv
TABLE DES MATIÈRES	v
LISTE DES TABLEAUX	ix
LISTE DES FIGURES	ix
LISTE DES ANNEXES	x
CHAPITRE 1 INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
1.0 INTRODUCTION : LES IMPACTS DU RÉCHAUFFEMENT CLIMATIQUE SUR LES TOURBIÈRES BORÉALES	2
1.1 L'ÉCOLOGIE ET LA CLASSIFICATION DES TOURBIÈRES	4
1.1.1 Définition des tourbières.....	4
1.1.2 Écologie des bryophytes	4
1.1.3 Description des principaux types de tourbières	5
<i>1.1.3.1 Tourbières minérotrophes</i>	5
<i>1.1.3.2 Tourbières ombrotrophes</i>	6
1.2 DISTRIBUTION DES ESPÈCES VÉGÉTALES	7
1.2.1 Gradient de microtopographie	7
1.3 L'ACCUMULATION DE LA MATIÈRE ORGANIQUE	9
1.3.1 La production végétale.....	9
<i>1.3.1.1 Définition de la production végétale</i>	9
<i>1.3.1.2 Différences entre les microhabitats</i>	9
<i>1.3.1.3 Réponses aux changements des conditions environnementales</i>	10
<i>1.3.1.4 Comparaisons entre différents milieux humides</i>	11
1.3.2 La décomposition de la matière organique	11
<i>1.3.2.1 Facteurs environnementaux</i>	12
<i>1.3.2.2 Qualité de la litière</i>	12
<i>1.3.2.3 Taux de décomposition des bogs et des fens</i>	13
1.3.3 Processus d'accumulation de la matière organique	13
<i>1.3.3.1 Différences entre les microhabitats</i>	14

1.3.3.2 <i>Différences entre les types de tourbières</i>	14
1.4 LE RÉCHAUFFEMENT CLIMATIQUE	15
1.4.1 Contexte actuel	15
1.4.2 Impacts sur le cycle biogéochimique des tourbières	16
1.4.3 Abaissement du niveau d'eau par drainage	16
1.4.4 Dynamique de la végétation	17
1.4.5 Accumulation de la matière organique	18
1.5 OBJECTIFS	20
1.5.1 Validation d'un modèle de réchauffement climatique.....	20
1.5.2 Impacts sur la végétation	21
1.5.3 Impacts sur l'accumulation de la matière organique	21
CHAPITRE 2 WATER TABLE DRAWDOWN EXPERIMENT SIMULATING CLIMATE CHANGE IMPACT IN BOREAL MINEROTROPHIC PEATLAND: RAPID RESPONSES OF VEGETATION / EXPÉRIENCE D'ABAISSEMENT DE LA NAPPE PHRÉATIQUE SIMULANT L'IMPACT D'UN CHANGEMENT CLIMATIQUE DANS UNE TOURBIÈRE MINÉROTROPHE BORÉALE : RÉPONSES RAPIDES DE LA VÉGÉTATION	22
2.1 ABSTRACT	23
2.1 RÉSUMÉ	24
2.2 INTRODUCTION	25
2.3 METHODS	26
2.3.1 Study site.....	26
2.3.2 Experimental design	27
2.3.3 Vegetation survey and water table monitoring	28
2.3.4 Statistical analysis.....	28
2.3.4.1 <i>Comparison of sites prior to experimental drainage</i>	28
2.3.4.2 <i>Vegetation responses to water table drawdown</i>	29
2.4 RESULTS	31
2.4.1 Comparison of sites prior to experimental drainage.....	31
2.4.2 Water table drawdown by drainage	34
2.4.3 Vegetation responses to water table lowering	35
2.4.3.1 <i>Plant community changes</i>	35
2.4.3.2 <i>Long term effect of drainage on vegetation</i>	36

2.4.3.3 <i>Vegetation changes within each microhabitat</i>	39
2.5 DISCUSSION	42
2.5.1 Plant community responses to water table lowering	42
2.5.2 Changes of species abundance within each microhabitat.....	43
2.5.3 Implications for the future climate change scenarios on peatlands	45
2.6 ACKNOWLEDGEMENTS	45

CHAPITRE 3 SIMULATION D’UN SCÉNARIO DE RÉCHAUFFEMENT CLIMATIQUE DANS UN FEN PAUVRE : CHANGEMENTS DE L’ACCUMULATION DE LA MATIÈRE ORGANIQUE EN FONCTION DES MICROHABITATS47

3.1 RÉSUMÉ	48
3.2 INTRODUCTION	49
3.3 MATÉRIEL ET MÉTHODES	50
3.3.1 Site d’étude	50
3.3.2 Dispositif expérimental.....	51
3.3.2.1 <i>Productivité végétale</i>	52
3.3.2.2 <i>Taux de décomposition</i>	54
3.3.2.3 <i>Calcul de l’indice d’accumulation de la matière organique</i>	56
3.3.3 Analyses statistiques.....	57
3.4 RÉSULTATS	57
3.4.1 Impacts de l’abaissement du niveau d’eau sur les microhabitats des sites.....	58
3.4.1.1 <i>Site contrôle</i>	58
3.4.1.2 <i>Site D-2</i>	58
3.4.1.2 <i>Site D-11</i>	59
3.4.2 Changements de l’accumulation de la matière organique en fonction de la productivité des sphaignes et des plantes vasculaires.....	62
3.5 DISCUSSION	63
3.5.1 Impacts potentiels d’un réchauffement climatique sur les microhabitats d’un fen pauvre	63
3.5.2 Impact de la productivité végétale des plantes vasculaires par rapport à celle des sphaignes sur l’accumulation de la matière organique.....	64
3.5.4 Implications pour les futurs modèles d’accumulation de la tourbe	65
3.6 REMERCIEMENTS	65

CHAPITRE 4	DISCUSSION – CONCLUSIONS GÉNÉRALES	67
4.1	APPORTS DE L'ÉTUDE	68
4.1.1	Changements de la végétation et de l'accumulation de la matière organique dans les tourbières minérotrophes boréales pauvres du Canada en réponse au réchauffement climatique	68
4.1.2	Intégration des réponses de la végétation et de l'accumulation de la matière organique dans les modèles prédictifs de changement climatique	70
4.2	LIMITES DE LA MÉTHODOLOGIE	70
4.2.1	Simulation du réchauffement climatique par drainage expérimental	70
4.2.2	Mesures de productivité végétale	71
4.2.3	Utilisation des sacs de décomposition	72
4.2.4	Changements de la végétation en équivalent de gramme de carbone	73
4.3	FUTURES AVENUES DE RECHERCHE	73
4.3.1	Intégration des réponses des microhabitats dans les modèles de prédictions	73
4.3.2	Changements de la microtopographie	73
4.3.3	Suivi des changements de la végétation sur une plus longue période	74
4.3.4	Comparaisons des changements entre les différents types de tourbières	74
4.3.5	Impacts du changement de végétation sur l'ensemble de l'écosystème des tourbières	75
	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	76

LISTE DES TABLEAUX

Table 2.1. The proportion (%) of sample plots in each microhabitat and plant community during summer 2001	32
Table 2.2. Species cover (mean % \pm SE) for each microhabitat and plant community in 2001	33

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1. Espèces typiques des communautés végétales le long du gradient de microtopographie, dans une tourbière ombrotrophe de l'Est du Canada	8
Figure 2.1. Water table level (cm) in relation to moss/peat surface topography between 2001 and 2004 for each microhabitat on control, D-2 and D-11 sites (mean \pm SE).....	34
Figure 2.2. DCA of plant community changes for all sites from 2001 to 2004.....	38
Figure 2.3. Principal response curves (PRC) for the species cover data set.....	41
Figure 3.1. Moyennes (\pm erreurs types) de la productivité végétale totale, de la masse perdue par décomposition, des coefficients de décomposition et de l'accumulation (ratio production : masse perdue par décomposition) de la matière organique, en fonction des microhabitats (buttes, platières et dépressions) dans les différents sites (n=3).....	60
Figure 3.2. Moyennes (\pm erreurs types) de la productivité végétale totale, de la masse perdue par décomposition, des coefficients de décomposition et de l'accumulation (ratio production : masse perdue par décomposition) de la matière organique, en fonction des sites (contrôle, drainé-2 ans et drainé-11 ans) dans les différents microhabitats (n=3).....	61

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1 : Dispositif expérimental de l'étude	88
ANNEXE 2 : Séries de photos montrant les changements temporels de la tourbière de Saint-Charles-de-Bellechasse (46°45'N, 71°00'O) suite à l'abaissement du niveau d'eau	89
ANNEXE 3 : Productivité végétale ($\text{g m}^{-2} \text{année}^{-1}$) des plantes vasculaires les plus abondantes de la tourbière de Saint-Charles-de-Bellechasse, au cours de la saison de croissance 2004.....	92
ANNEXE 4a : Calculs de la productivité, de la masse perdue et de l'accumulation pour le site contrôle.....	93
ANNEXE 4b : Calculs de la productivité, de la quantité de masse perdue et de l'accumulation pour le site drainé-2 ans	94
ANNEXE 4c : Calculs de la productivité, de la quantité de masse perdue et de l'accumulation pour le site drainé-11 ans	95
ANNEXE 5 : Analyses de variance de la productivité végétale, de la masse perdue, des coefficients de décomposition et de l'accumulation de la matière organique selon les microhabitats et les sites de la tourbière de Saint-Charles-de-Bellechasse	96
ANNEXE 6 : Productivité végétale des espèces dominantes de la tourbière de Saint-Charles-de-Bellechasse (trois sites confondus)	97
ANNEXE 7 : Taux de décomposition des espèces dominantes de la tourbière	98

CHAPITRE 1

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.0 INTRODUCTION : LES IMPACTS DU RÉCHAUFFEMENT CLIMATIQUE SUR LES TOURBIÈRES BORÉALES

Les tourbières constituent un écosystème important au Canada en occupant 17 % de la superficie du pays. Comme les tourbières sont reconnues pour accumuler plus de carbone que les autres écosystèmes terrestres, on les soupçonne d'effectuer des échanges importants avec le réservoir de carbone de l'atmosphère (Gorham 1991). Actuellement, même si les impacts du réchauffement climatique sont déjà observables à l'échelle de l'hémisphère Nord (Root *et al.* 2003), ils sont encore mal documentés pour les tourbières boréales et subarctiques (Moore *et al.* 1998). Il est donc difficile d'intégrer les réponses potentielles des tourbières dans les modèles de simulation climatique. La majorité des modèles actuels, comme par exemple le modèle de Gignac *et al.* (2000), ne tiennent pas compte des mécanismes d'adaptation et de rétroaction des espèces végétales, bien que ces mécanismes puissent influencer la réponse des tourbières (van Minnen *et al.* 1995; Peng *et al.* 1998; Weltzin *et al.* 2003; Ehrenfeld *et al.* 2005).

Au niveau des tourbières minérotrophes boréales et subarctiques de l'est de l'Amérique du Nord, Roulet *et al.* (1992) prédisent que le réchauffement climatique entraînera une augmentation de la demande en évapotranspiration, causant alors un assèchement par l'abaissement de la hauteur de la nappe phréatique. Or, l'assèchement des tourbières modifiera les conditions de croissance des espèces végétales et de ce fait, la dynamique de la végétation. Ainsi, certaines espèces végétales seront remplacées par d'autres plus compétitives et mieux adaptées aux conditions plus sèches (Weltzin *et al.* 2000, 2003). De plus, les plantes bénéficieront d'un plus grand recyclage des éléments nutritifs par l'augmentation des taux de décomposition (Lieffers 1988; Laiho *et al.* 2003). Toutefois, cette augmentation des taux de décomposition par l'abaissement du niveau d'eau réduira l'accumulation de la matière organique et, par conséquent, le rôle écologique des tourbières comme réservoir de carbone terrestre (Armentano et Menges 1986; Gorham 1991; Silvola *et al.* 1996; Carroll et Crill 1997; Waddington *et al.* 1998).

Bien que certains modèles prédictifs des changements des tourbières aient été testés en laboratoire (Freeman *et al.* 1993; Moore et Dalva 1993) ou en milieu semi-naturel (Weltzin *et al.* 2003), peu d'entre eux ont été testés pour l'ensemble d'une tourbière

naturelle (Laine *et al.* 2004). De plus, peu de modèles ont analysé les changements des tourbières en fonction de la variabilité intra-tourbière, comme la présence de différentes zones de végétation (Bubier *et al.* 2003). Il serait donc intéressant d'étudier les changements de végétation face au réchauffement climatique pour l'ensemble d'une tourbière naturelle compte tenu que les réponses ne seront probablement pas uniformes à cause du gradient microtopographique entre les communautés végétales de buttes sèches, de platières et de dépressions humides en bordure des mares. Ainsi, bien que la présence de mares fasse partie intégrante du paysage des tourbières canadiennes (Buteau *et al.* 1994), aucune étude, à notre connaissance, ne s'est intéressée aux changements de végétation qu'elles subiront dans le contexte du réchauffement climatique. Il me semble donc pertinent de valider les modèles prédictifs de l'impact des changements climatiques dans les tourbières, d'abord afin de comprendre de quelles manières s'effectueront les changements de végétation sur le terrain, puis pour cerner quelles communautés végétales seront les plus affectées par le réchauffement du climat.

Par une expérience d'abaissement du niveau d'eau dans une tourbière minérotrophe pauvre, j'ai testé les prédictions du modèle de Roulet *et al.* (1992) dans le but de comparer les changements de végétation et d'accumulation de la matière organique le long du gradient microtopographique. Pour pouvoir inférer les résultats à une bonne partie des écosystèmes tourbeux du pays, j'ai choisi une tourbière typique des régions nordiques canadiennes avec un gradient hydrologique marqué entre les microhabitats de buttes sèches, de platières et de dépressions. De plus, comme les changements de végétation pourront varier au fil du temps lors du réchauffement par l'adaptation des espèces aux nouvelles conditions environnementales (Hotanen *et al.* 1999), j'ai comparé les changements de végétation pour chaque microhabitat après une courte et une longue période d'abaissement de la nappe phréatique.

1.1 L'ÉCOLOGIE ET LA CLASSIFICATION DES TOURBIÈRES

Dans les prochaines sections, j'introduirai les principaux concepts reliés à la typologie des tourbières boréales, à la distribution naturelle des espèces végétales, à la production végétale, aux taux de décomposition et à l'accumulation de la matière organique pour mieux comprendre les caractéristiques qui influenceront la réponse des tourbières face au réchauffement climatique. Il est à noter que dans tous les chapitres, la nomenclature suit celle d'Anderson et Crum (1981) pour les bryophytes et de Marie-Victorin (1964) pour les plantes vasculaires.

1.1.1 Définition des tourbières

Les tourbières couvrent environ de 3 et 4 % de la superficie du globe (Lappalainen 1996). Le fait que le substrat des tourbières soit habituellement mal drainé influence leur développement. Ainsi, la matière organique s'accumule plus qu'elle ne se décompose, entraînant la formation de la tourbe. La matière organique responsable de l'accumulation provient du site même et non pas de zones extérieures. Au Canada, pour définir une tourbière, la couche de tourbe doit atteindre un minimum de 30 à 40 cm d'épaisseur (Payette 2001).

1.1.2 Écologie des bryophytes

Les bryophytes incluent les mousses et les sphaignes et sont les espèces dominantes des tourbières (Gauthier 2001). La décomposition des bryophytes est lente, ce qui favorise l'accumulation de la tourbe. Elles ne présentent pas d'adaptation physiologique similaire à celles des plantes vasculaires permettant le transport des éléments nutritifs et de l'eau (Clymo et Hayward 1982) puisqu'elles n'ont pas de tissus vasculaires. Cependant, leur forte capacité d'échange ionique leur permet de capter efficacement les nutriments présents dans l'eau, en échange d'ions H^+ , acidifiant ainsi le substrat (Clymo 1963, 1984). Les bryophytes jouent donc un rôle très important dans la disponibilité des nutriments, influençant l'ensemble des conditions environnementales des tourbières. Elles sont même considérées comme des ingénieurs écologiques de cet écosystème (Svensson 1995; van Breemen 1995).

1.1.3 Description des principaux types de tourbières

Les tourbières canadiennes sont classifiées selon leurs propriétés chimiques, leur végétation et leur hydrologie (Zoltai et Vitt 1995). Il existe un gradient entre les tourbières ombrotrophes (bogs) et les tourbières minérotrophes (fens) pauvres et riches. Chaque type de tourbière diffère par ses processus de formation et de développement, de même que par ses conditions écologiques. À mon avis, il est primordial de cerner les différences entre les tourbières ombrotrophes et minérotrophes afin de mieux comprendre comment elles seront affectées par le réchauffement climatique. Au Canada, la majorité des tourbières sont des tourbières à sphaignes. Les tourbières ombrotrophes couvrent $762 \times 10^6 \text{ km}^2$ du territoire tandis que les tourbières minérotrophes en couvrent $372 \times 10^6 \text{ km}^2$ (Tarnocai *et al.* 2005).

1.1.3.1 Tourbières minérotrophes

Dans les tourbières minérotrophes, des mousses brunes de la famille des amblystegiacées, des herbacées de la famille des cypéracées, des arbustes et des arbres (comme *Larix laricina* et *Thuja occidentalis*) dominant le paysage. La nappe phréatique se situe près de la surface du sol. L'eau qui alimente les fens provient des précipitations, des eaux de ruissellement de surface et des eaux souterraines (Payette 2001). Les fens présentent un pH plus élevé (variant de 3,8 à 8,4) que les bogs (inférieur à 4,2) compte tenu que les eaux de ruissellement sont riches en minéraux et en cations Ca, Na et Mg. Par ailleurs, les fens pauvres sont dominés par les sphaignes et ont un pH entre 3,8 et 6,5, tandis que les fens riches se caractérisent par un pH entre 5,5 et 8,4 et par la présence de mousses brunes (Sjörs 1950; Payette 2001). Une forte alcalinité et la présence de carbonate de calcium nuisent au développement des sphaignes, mais sont bénéfiques à la croissance des mousses brunes (Clymo et Hayward 1982; Gorham *et al.* 1984; Gorham et Janssens 1992). En général, la répartition des bryophytes dans les tourbières minérotrophes riches et pauvres est liée aux gradients d'acidité et d'alcalinité, tandis que la répartition des plantes vasculaires est davantage reliée aux nutriments (Vitt et Chee 1990).

Pour cette étude, j'ai sélectionné un fen pauvre dominé par les sphaignes, typique des tourbières minérotrophes boréales pauvres du Canada. Les changements observés dans

cette étude leur seront en partie transférables, ce qui permettra de dresser un portrait général des impacts du réchauffement climatique à l'échelle canadienne.

1.1.3.2 Tourbières ombrotrophes

Contrairement aux tourbières minérotrophes, le régime hydrologique des tourbières ombrotrophes est exclusivement alimenté par les eaux de pluie. Les sphaignes y sont abondantes et forment de denses tapis au sol. La forte capacité d'échange ionique des sphaignes acidifie le milieu environnant. La végétation y est moins diversifiée et ne comprend qu'un nombre restreint de plantes vasculaires. On y trouve principalement des espèces de sphaignes, d'éricacées, d'arbustes et d'épinettes noires (Payette 2001).

Les bogs possèdent une plus importante couche aérobie à la surface du sol que les fens. Cette couche se nomme l'acrotelme (Ingram 1978). C'est dans cette couche que fluctue le niveau de la nappe phréatique. C'est également à ce niveau que s'effectue la croissance des plantes. Les processus de décomposition, de recyclage des éléments nutritifs et les activités biologiques y sont très actifs. En profondeur se trouve le catotelme, c'est-à-dire une couche hydrologique située sous l'acrotelme et saturée d'eau en permanence. Les bactéries situées à la surface du catotelme consomment l'oxygène plus vite que sa diffusion en profondeur, créant alors des conditions anaérobies dans la tourbe (Belyea et Clymo 1998). Les processus de décomposition sont donc limités dans le catotelme, ce qui entraîne l'accumulation de la matière végétale. Il est à noter que les bogs et les fens pauvres présentent une végétation ainsi que des propriétés chimiques assez semblables comparativement aux fens riches (Malmer *et al.* 1992).

1.2 DISTRIBUTION DES ESPÈCES VÉGÉTALES

Pour chaque type de tourbière, les plantes se distribuent selon différents gradients de végétation. Ceux-ci correspondent à une modification de la croissance, de la composition, de l'abondance des espèces ou des communautés végétales, par rapport à un gradient de nature chimique, physique, biologique ou spatial (Campbell et Rochefort 2001). Il existe différents types de gradients : de microtopographie (selon les microhabitats d'une tourbière), de bordure (distance entre la bordure et le centre de la tourbière) et de minérotrophie (selon les espèces indicatrices déterminant les bogs ou les fens) (Sjörs 1950). La distance entre la localisation des tourbières ombrotrophes et la mer (continentalité) constitue le quatrième gradient (Malmer 1986). Dans la prochaine section, je m'intéresserai uniquement au gradient de microtopographie car l'objectif de cette étude était d'analyser les changements dans les microhabitats en réponse à l'abaissement du niveau de la nappe phréatique.

1.2.1 Gradient de microtopographie

Un des gradients dominants qui explique la répartition naturelle des plantes à l'intérieur d'une tourbière est le relief microtopographique (Figure 1.1). Ce gradient mesure quelques mètres de longueur et de 40 à 80 cm de hauteur. Il est plus apparent dans les tourbières ombrotrophes que dans les minérotrophes, de par la présence d'un acrotelme plus épais. Toutefois, dans la tourbière choisie pour la présente étude, ce gradient de microtopographie entre les buttes et les dépressions est bien évident.

Le gradient de microtopographie inclut une série de microhabitats caractérisés par des conditions environnementales spécifiques et une composition végétale différente. On retrouve trois principaux types de microhabitats : les buttes, les platières et les dépressions. Dans les microhabitats de milieux plus secs (les buttes), la nappe phréatique est en général située de 20 à 25 cm sous la surface (mais peut atteindre 60-70 cm) tandis qu'elle est très près ou au-dessus de la surface du sol dans les dépressions humides (0 à +5 cm). L'acrotelme est donc plus épais dans les buttes que dans les dépressions. Dans les microhabitats intermédiaires (les platières), la nappe phréatique est située relativement près de la surface du sol (entre 0 et -20 cm) (Campbell et Rochefort 2001).

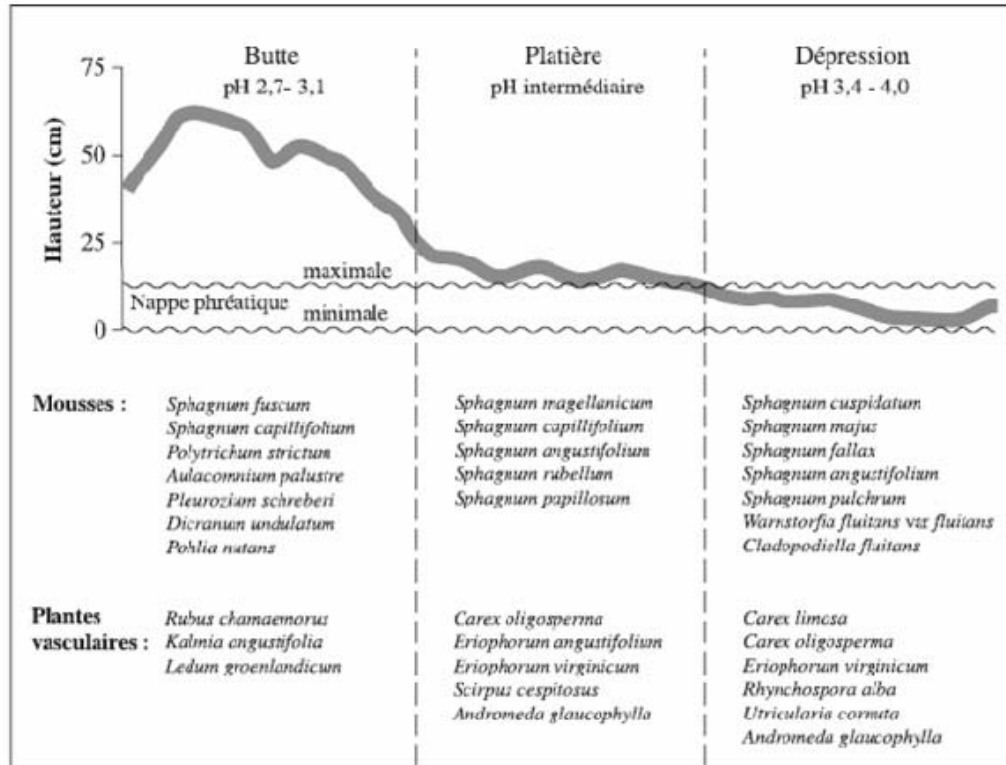


Figure 1.1. Espèces typiques des communautés végétales le long du gradient de microtopographie, dans une tourbière ombrotrophe de l'Est du Canada. Les espèces sont classifiées en fonction de leur occurrence (Figure tirée de Campbell et Rochefort 2001).

La répartition des espèces végétales est intimement liée à l'humidité du sol. Selon leur position le long du gradient de microtopographie, les bryophytes présentent différentes adaptations physiologiques pour retenir l'eau et résister à des conditions de sécheresse (Hayward et Clymo 1982; Proctor 2000). Contrairement aux espèces des buttes, les sphaignes des dépressions ne peuvent pas coloniser les buttes parce que leur capacité à transporter l'eau est limitée (Titus et Wagner 1984; Rydin 1993). Par ailleurs, les espèces des buttes conservent l'eau beaucoup plus efficacement que les espèces des dépressions, car elles forment de denses colonies serrées (Hayward et Clymo 1982; Titus et Wagner 1984). Ainsi, les changements des espèces et des communautés végétales face à l'abaissement de la nappe phréatique seront influencés par leurs adaptations physiologiques et leur capacité de résilience et leur résistance. La résilience d'une espèce se définit comme étant sa capacité à retourner à son état initial suite à une perturbation. La résistance d'une espèce est plutôt son habilité à ne pas être affectée par un stress (Barbour *et al.* 1998).

1.3 L'ACCUMULATION DE LA MATIÈRE ORGANIQUE

Tout comme la distribution des espèces végétales, l'accumulation de la matière organique est aussi influencée par le gradient de microtopographie ainsi que par la profondeur de la nappe phréatique. L'accumulation de la matière organique est définie en fonction de la proportion entre la biomasse produite par les plantes et celle perdue par les processus de décomposition (Damman 1979; Wieder et Lang 1983). Dans les prochaines sections, je présenterai plusieurs aspects relatifs à la production végétale et aux processus de décomposition, pour ensuite mieux comprendre la dynamique d'accumulation de la matière organique.

1.3.1 La production végétale

1.3.1.1 Définition de la production végétale

La production végétale se définit comme étant la nouvelle biomasse végétale produite. Lorsqu'elle est exprimée par unité de surface et par période de temps, on réfère alors à la productivité végétale. D'autres auteurs utilisent également la productivité primaire nette (NPP). Elle est égale à la quantité de carbone fixée par les activités photosynthétiques, moins la perte causée par la respiration (Barbour *et al.* 1998).

En plus de la biomasse aérienne, la production végétale inclut la biomasse des parties souterraines. Pour les fens et les bogs de l'Ouest canadien et des États-Unis, Campbell *et al.* (2000) estiment que 50 % de la productivité des parties aériennes est une estimation appropriée de la productivité des parties souterraines. Bien des études n'incluent pas la productivité souterraine, car ces mesures sont longues et fastidieuses à réaliser. Dans le cadre de cette étude, la productivité végétale souterraine n'a pas été mesurée non plus.

1.3.1.2 Différences entre les microhabitats

La position de la nappe phréatique et les conditions d'humidité sont des facteurs déterminants dans la production des espèces végétales (Bubier 1995; Thormann *et al.* 1998; Weltzin *et al.* 2001; Price *et al.* 2002; Campeau *et al.* 2004). Habituellement, la production de plantes vasculaires dans les buttes est supérieure à celle des dépressions (Moore 1989;

Belyea et Clymo 1998). Comme les plantes vasculaires sont en grande partie responsables de la production de la litière, celle-ci est également plus importante dans les buttes (Wallén 1986, 1987; Wallén *et al.* 1988). De plus, la présence de nombreuses tiges et racines des plantes vasculaires favorisent la croissance des sphaignes. Les structures ligneuses des arbustes et des éricacées supportent les tiges de sphaignes, réduisant ainsi le compactage de la tourbe. Dans les dépressions, les conditions anaérobies reliées à la position de la nappe phréatique près de la surface du sol ne permettent pas aux racines des éricacées de survivre. De plus, de petites plantes annuelles, telles *Eriophorium angustifolium* et *Rhynchospora alba*, n'offrent qu'un soutien temporaire et peu efficace aux espèces de sphaignes (Belyea et Clymo 1998). Ainsi, la présence de structures végétales solides dans les milieux aérobies pourrait être à l'origine de la formation des buttes de sphaignes (Wallén et Malmer 1992; Belyea et Clymo 1998).

1.3.1.3 Réponses aux changements des conditions environnementales

Dépendamment des fluctuations des conditions environnementales, la productivité d'une espèce ou d'une communauté végétale peut varier d'une année à l'autre (Wallén *et al.* 1988; Thormann et Bayley 1997b). Par exemple, ce sont les espèces des buttes qui présentent les plus fortes valeurs de productivité lors de sécheresses. À l'inverse, la productivité des espèces adaptées aux conditions plus humides est augmentée par une plus forte présence d'eau dans le milieu (Gerdol 1995). Par ailleurs, les différents groupes fonctionnels, comme les mousses, les herbacées et les éricacées, ne réagissent pas tous de la même manière aux variations des conditions environnementales. Certains groupes semblent être plus affectés par la concentration d'éléments nutritifs dans l'eau ou par la température atmosphérique que par le niveau de la nappe phréatique (Thormann *et al.* 1998). Toutes les variations des conditions environnementales pourront donc moduler la production des espèces végétales en réponse aux futures conditions de sécheresse que subiront les fens boréaux canadiens selon le modèle de Roulet *et al.* (1992).

1.3.1.4 Comparaisons entre différents milieux humides

Au Canada, Thormann et Bayley (1997b) ont comparé la productivité végétale entre différents milieux humides de l'Alberta. Ils ont démontré que la productivité était relativement semblable entre une tourbière ombrotrophe ($390 \text{ g m}^{-2} \text{ année}^{-1}$) et des tourbières minérotrophes (de 277 à $409 \text{ g m}^{-2} \text{ année}^{-1}$). Pour les tourbières minérotrophes, ces résultats sont similaires à ceux de Szumigalski et Bayley (1996a) qui ont estimé à $310 \text{ g m}^{-2} \text{ année}^{-1}$ la productivité d'un autre fen. Par ailleurs, pour les microhabitats, la production végétale totale des bryophytes est supérieure dans les tapis flottants (dépressions) des tourbières ombrotrophes alors qu'elle est plus importante dans les buttes des tourbières minérotrophes (Vitt 1990). Bien entendu, il sera intéressant de comparer les valeurs de productivité obtenues par la présente étude à ces autres recherches.

La production des espèces végétales est aussi influencée par la décomposition et le recyclage de la matière organique (Damman 1971; Pastor *et al.* 1984; Laiho *et al.* 2003). Un changement des taux de décomposition suite à l'abaissement du niveau d'eau pourrait donc se répercuter sur la production des espèces végétales des différents microhabitats. Voyons maintenant les principaux facteurs influençant la décomposition et le recyclage de la matière organique.

1.3.2 La décomposition de la matière organique

Tout comme l'étude de la production végétale, celle de la décomposition permet de mieux comprendre l'accumulation de la matière organique. Les faibles taux de décomposition, responsables de l'accumulation de la matière organique, s'expliquent par la forte acidité du substrat tourbeux, par la faible concentration en azote des plantes (moins de 1 % de leur poids sec) et par les conditions anaérobies causées par un niveau d'eau élevé (Clymo et Hayward 1982).

Les taux de décomposition des végétaux sont d'excellents indicateurs de l'intensité du recyclage des éléments nutritifs dans les tourbières (Johnson et Damman 1993). Ils semblent être affectés par les paramètres environnementaux, ainsi que par la litière des espèces (Brinson *et al.* 1981; Szumigalski et Bayley 1996b; Thormann *et al.* 1997a, 1999).

1.3.2.1 Facteurs environnementaux

Les processus de décomposition ont majoritairement lieu au-dessus de la nappe phréatique. En ce sens, l'acrotelme présente des taux de décomposition de deux à quatre fois supérieurs à ceux du catotelme (Clymo 1965; Farrish et Grigal 1985; Verhoeven *et al.* 1990). Les conditions aérobies des buttes favorisent donc la décomposition de la matière organique, comparativement aux conditions anaérobies des dépressions. Notons que les taux de décomposition sont également accélérés dans les zones où fluctue la nappe phréatique (Malmer 1986; Johnson et Damman 1993; Belyea 1996; Laiho 2006). Lorsque l'humidité et la disponibilité de l'oxygène ne limitent pas les processus de décomposition, la température est le facteur le plus important (Brinson *et al.* 1981).

1.3.2.2 Qualité de la litière

La qualité et la composition chimique des espèces végétales influencent également les taux de décomposition (Schlesinger 1977; Coulson et Butterfield 1978; Szumigalski et Bayley 1996b). Les composés carbonés et les nutriments se décomposent plus rapidement que la lignine et les lipides polymérisés (Johnson et Damman 1991, 1993; Laiho 2006). En ce sens, Szumigalski et Bayley (1996b) ont observé que les feuilles de carex se décomposaient plus rapidement que les jeunes branches et les feuilles de bouleaux, tandis que les mousses se décomposaient encore plus lentement.

Les taux de décomposition entre les espèces de sphaignes des buttes et des dépressions sont également différents. Par exemple, *Sphagnum angustifolium*, *Sphagnum lindbergii* et *Sphagnum cuspidatum*, espèces typiques des dépressions, présentent des taux de décomposition nettement supérieurs à ceux de *Sphagnum fuscum*, une espèce surtout retrouvée dans les buttes (Johnson et Damman 1991, 1993). Ces différences ne sont pas causées par les conditions environnementales propres à chaque microhabitat, mais par les propriétés intrinsèques de chaque espèce comme la composition chimique des tissus végétaux (Johnson et Damman 1991, 1993). Selon plusieurs études (Vitt 1990; Johnson et Damman 1991, 1993; Belyea 1996), les différents taux de décomposition des espèces végétales sont même à l'origine d'une accumulation inégale de la matière organique dans les microhabitats, d'où la formation du gradient butte-dépression.

Ainsi, plusieurs études ont analysé séparément les impacts des conditions environnementales et de la qualité de la litière sur les taux de décomposition des espèces végétales. Cependant, en milieu naturel, l'étude des taux de décomposition est plus complexe puisqu'il est difficile de séparer les effets de ces deux facteurs, d'autant plus que leur effet conjoint influence différemment les taux de décomposition (Belyea 1996). Dans le cadre de la présente étude, il est probable que ces deux facteurs influencent grandement les changements des taux de décomposition en réponse à l'abaissement du niveau d'eau.

1.3.2.3 Taux de décomposition des bogs et des fens

En général, on observe que les taux de décomposition des fens sont supérieurs à ceux des bogs, et donc, qu'ils augmentent avec le statut de minérotrophie de la tourbière (Verhoeven *et al.* 1990). En ce sens, la quantité totale de carbone perdue par décomposition est trois fois plus élevée dans les fens que dans les bogs selon Malmer (1986). Cela s'explique par une plus faible abondance des sphaignes, un pH plus élevé et une plus grande disponibilité des nutriments dans les fens, ce qui y favorise la décomposition de la matière organique.

Il est à noter que les comparaisons des taux de décomposition entre plusieurs sites et celles réalisées au sein d'un même site doivent s'effectuer prudemment à cause de la variabilité des conditions environnementales et des facteurs locaux (Johnson et Damman 1993; Thormann et Bayley 1997a). Par exemple, les taux de décomposition sont généralement supérieurs dans les zones méridionales que dans les zones nordiques. En ce sens, Bartsch et Moore (1985) ont observé, dans une région subarctique du Québec, des taux de décomposition annuel d'environ 10 % dans des fens. En comparaison, les taux de décomposition rapportés par Thormann *et al.* (1999) dans quatre types de fens du sud de l'Alberta sont supérieurs à ceux de Bartsch et Moore (1985), variant entre 25 et 61 % pour une période d'une année.

1.3.3 Processus d'accumulation de la matière organique

Depuis des milliers d'années, les tourbières ont accumulé plus de matière organique que tout autre écosystème terrestre. Au total, le carbone stocké dans les tourbières boréales

et subarctiques est estimé à 455 Pg par Gorham (1991) et plus récemment, à 270-370 Pg par Turunen *et al.* (2002). L'accumulation de la matière organique a lieu dans le catotélme, lorsque celle-ci passe de manière permanente dans les couches anaérobies de la tourbe.

1.3.3.1 Différences entre les microhabitats

Les éléments présentés auparavant, tels la production et les taux de décomposition des espèces végétales, ainsi que les conditions environnementales, influencent tous l'accumulation de la matière organique dans les microhabitats. Récemment, Belyea et Clymo (2001) ont élaboré un modèle théorique de formation de la tourbe par rapport à la productivité végétale, aux pertes par décomposition et à la densité apparente de la tourbe, en fonction de l'épaisseur de l'acrotélme dans les différents types de microhabitats. Selon leur modèle, la formation de tourbe est la plus importante aux endroits où la nappe phréatique se situe à 10 cm sous la surface du sol, comme dans les platières et certaines dépressions. À mon avis, la force du modèle de Belyea et Clymo (2001) réside dans le fait qu'il tient compte des différences entre les microhabitats. À l'inverse, d'autres modèles théoriques comme celui de Hilbert *et al.* (2000) analysent les changements de la formation de la tourbe en relation avec les régimes hydrologiques seulement, sans inclure les différentes caractéristiques et mécanismes de rétroactions des microhabitats, ce qui en font des modèles moins complets.

1.3.3.2 Différences entre les types de tourbières

Bien que l'accumulation de la tourbe soit un processus observé dans tous les types de tourbières, elle n'est pas identique entre les tourbières ombrotrophes et minérotrophes (Malmer 1986; Laine *et al.* 2004). Dans les régions boréales, l'accumulation de la matière organique est plus importante dans les sites dominés par les sphaignes (bogs et fens pauvres) que dans les sites ne présentant aucun couvert de sphaigne au sol (fens riches et marais) (Thormann *et al.* 1999). En Finlande et en Estonie, l'estimation de l'accumulation du carbone à partir d'échantillons de tourbe révèle que les tourbières à sphaignes ont accumulé davantage de carbone que les fens (Tolonen *et al.* 1992). Dans les bogs, cette accumulation progressive de la tourbe a même pour effet de percher la nappe d'eau au-dessus de la surface du sol minéral et de limiter l'accès des plantes aux éléments nutritifs du

sol. Dans les tourbières minérotrophes, l'abondance des herbacées et la croissance de leurs racines dans le catotélme entraînent un apport supplémentaire de matière organique dans cette zone anaérobie. Par contre, les racines participent également au transport de l'oxygène dans les couches de tourbe situées plus en profondeur (Laine *et al.* 2004), favorisant alors les processus de décomposition et réduisant l'accumulation de la matière organique.

1.4 LE RÉCHAUFFEMENT CLIMATIQUE

Dans cette section, les principaux concepts reliés au réchauffement climatique et à ses impacts éventuels sur les écosystèmes de tourbières sont présentés. Je chercherai à discerner les changements potentiels de la végétation et de l'accumulation de la matière organique.

1.4.1 Contexte actuel

Lors des dernières périodes glaciaires, les fluctuations de la température ont largement modifié la structure et les fonctions des communautés végétales des tourbières (Prentice 1986; Ritchie 1986). Par exemple, la distribution spatiale des tourbières il y a 10 000 ans dans l'Ouest canadien est reliée aux changements climatiques (Zoltai et Vitt 1990). Le réchauffement du climat associé à cette période aurait occasionné d'importantes sécheresses, ce qui aurait inhibé la croissance des mousses à certains endroits. À l'échelle du globe, on prévoit actuellement une augmentation des températures entre 1990 et 2100 de 1,4 à 5,8 °C. Ces changements climatiques sont donc extrêmement rapides. L'augmentation des températures est principalement causée par l'accroissement de la concentration des gaz à effet de serre dans l'atmosphère. Le climat de l'hémisphère Nord s'est déjà réchauffé de 0,6 °C ± 0,2 °C au cours du XX^e siècle (IPCC 2007) et les impacts du réchauffement climatique sont déjà observables chez plusieurs populations de plantes et d'animaux (Root *et al.* 2003). Dans les régions arctiques, le réchauffement s'observe déjà par une augmentation de la température de 3 °C à la surface du sol. La couverture annuelle de glace sur les mers a également diminué de 2,7 % durant la dernière décennie (IPCC 2007). Au nord du Québec, près de la baie d'Hudson, le réchauffement du climat a entraîné la fonte du pergélisol dans les tourbières à palses, entraînant ainsi une diminution de leur superficie

(Laprise et Payette 1987). Ce type de tourbière, unique en son genre, sera probablement très affecté par le réchauffement du climat.

1.4.2 Impacts sur le cycle biogéochimique des tourbières

Plusieurs auteurs affirment que le réchauffement climatique augmentera les taux d'évapotranspiration au sol, abaissant ainsi le niveau de la nappe phréatique des tourbières nordiques et subarctiques (Gorham 1991; Rouse 1998). Par conséquent, cet abaissement de la nappe phréatique aura pour effet d'accroître la température de la tourbe, l'activité microbienne, les taux de décomposition et le recyclage des éléments nutritifs (Liefvers 1988; Freeman *et al.* 1996; Laiho *et al.* 2003). L'imposante quantité de carbone stockée dans les tourbières canadiennes sera donc particulièrement vulnérable au réchauffement climatique et pourra éventuellement être relâchée massivement sous forme de CO₂ (Moore *et al.* 1998).

D'autre part, l'abaissement du niveau d'eau réduira vraisemblablement les émissions de méthane dans l'atmosphère (Whalen 2005). Effectivement, dans les tourbières naturelles, la décomposition anaérobie de la matière organique par des bactéries méthanogènes dans les zones saturées en eau conduit à la production de méthane. Le rabattement de la nappe phréatique diminuera donc l'émanation de ce gaz. Il est intéressant de constater que c'est d'abord l'augmentation de la concentration des gaz à effet de serre qui mène au réchauffement du climat et donc, à une modification des échanges de CO₂ et de CH₄, eux-mêmes des gaz à effet de serre.

1.4.3 Abaissement du niveau d'eau par drainage

En Scandinavie et en Russie, de grandes superficies de tourbières ont été drainées afin de faciliter l'exploitation forestière. Bien que ces expériences n'étaient pas planifiées dans un contexte d'étude des changements climatiques, elles ont permis à plusieurs chercheurs d'analyser les impacts de l'abaissement du niveau d'eau sur la végétation (Vasander 1982, 1987; Laine et Vanha-Majamaa 1992; Laine *et al.* 1995, 2004; Minkkinen et Laine 1998; Minkkinen *et al.* 1999; Laiho *et al.* 2003). De ces études, on apprend que l'abaissement du niveau d'eau conduit à l'affaissement de la surface du sol et au

compactage de la colonne de tourbe. Grâce à ce compactage, les concentrations en carbone, en azote et en phosphore augmentent dans la tourbe et les racines des plantes accèdent à de plus grandes réserves de nutriments. Le recyclage des éléments nutritifs est également accéléré par les nouvelles conditions aérobies de la tourbe. Par contre, malgré cette plus grande disponibilité des éléments nutritifs pour les plantes, le lessivage par les eaux de pluie et de surface entraîne une perte des cations magnésium, calcium et potassium, diminuant alors le pH à la surface du sol. L'abaissement du niveau d'eau par drainage entraîne donc une série de changements qui affectent inévitablement les conditions de croissance des espèces.

Ces études réalisées dans les tourbières drainées de Scandinavie et de Russie apportent également des informations quant aux réponses potentielles de la végétation face à l'abaissement du niveau de la nappe phréatique dans le contexte du réchauffement climatique. Les conclusions de ces études sont présentées dans la prochaine section.

1.4.4 Dynamique de la végétation

L'abaissement du niveau d'eau des tourbières aura pour effet de modifier les conditions environnementales des microhabitats. Par exemple, elle aura pour effet d'exposer certaines sections de la tourbière préalablement recouvertes d'eau à des conditions environnementales aérobies. Ceci affectera la distribution spatiale des niches écologiques des plantes vasculaires et des bryophytes dont l'abondance est liée à la constance des conditions d'humidité. La niche écologique des espèces se définit comme étant l'espace occupé par une espèce le long de plusieurs gradients physiques, chimiques ou biologiques (Campbell et Rochefort 2001).

Il est plausible qu'une modification des conditions environnementales par l'abaissement de la nappe phréatique ait d'importantes répercussions sur la dynamique de la végétation, autant à l'échelle des groupes fonctionnels et des communautés végétales qu'à celle des espèces. En Finlande, la baisse du niveau d'eau par drainage entraîne le remplacement des espèces de tourbière par des espèces de forêt, entamant ainsi une succession végétale forestière (Laine et Vanha-Majamaa 1992; Laine *et al.* 1995; Minkinen *et al.* 1999). L'abaissement de la nappe phréatique et l'augmentation des taux

de décomposition favorisent la croissance des éricacées et des arbres au détriment de celle des cypéracées et des graminées (Vasander 1982 ; Laiho 1996; Laiho *et al.* 2003). Au Canada, Bubier *et al.* (2003) affirment également que les communautés végétales composées principalement d'éricacées sont plus résistantes aux périodes de sécheresses que celles composées surtout de cypéracées. Cela dit, une plus forte croissance des éricacées et des arbres favorisera le stockage de carbone, ce qui pourra contrebalancer les pertes de CO₂ atmosphérique et permettre à nouveau une séquestration du carbone dans les tourbières plusieurs années après le drainage (Minkkinen et Laine 1998; Minkkinen *et al.* 1999).

En général, une plus forte croissance des plantes vasculaires entraîne une augmentation de la litière, ce qui a pour effet de restreindre la croissance des bryophytes (Malmer *et al.* 1994) en modifiant les conditions de croissance au sol, comme la température, la disponibilité des nutriments et de la lumière (Weltzin *et al.* 2005). Les changements de luminosité ont un effet important sur la succession végétale étant donné que la disponibilité de la lumière est l'un des facteurs les plus importants dans la distribution des espèces et dans le remplacement des communautés végétales de fens (Kotowski et van Diggelen 2004). Par ailleurs, bien que la majorité des plantes de tourbière soient des plantes à croissance pérenne se reproduisant par clone, une augmentation de la biomasse des plantes vasculaires et de la litière nuit à la germination de graines, limitant ainsi la reproduction de certaines espèces. Ainsi, en Finlande et en ex-URSS, Vasander (1987) a observé qu'à la suite du drainage de plusieurs tourbières, le nombre d'espèces poussant près de la surface du sol a diminué à cause d'un plus important couvert d'espèces de haute taille, tels les arbustes et les linaigrettes. Toutefois, la croissance de nouvelles espèces muscinales forestières et de plantes vasculaires a entraîné une augmentation du nombre total d'espèces sur ces tourbières.

1.4.5 Accumulation de la matière organique

L'abaissement du niveau d'eau d'une tourbière peut entraîner des changements relatifs à la productivité végétale et aux taux de décomposition, modifiant alors l'accumulation de la matière organique. Par exemple, l'abaissement du niveau d'eau augmente les taux de décomposition (Liefers 1988), ce qui diminue la quantité de matière organique accumulée dans les tourbières. De plus, le rabattement du niveau d'eau réduit

l'abondance des sphaignes au profit des plantes vasculaires (Bubier 1995; Bubier *et al.* 1995; Svenssen 1995). Compte tenu que la litière des plantes vasculaires se décompose plus rapidement que celle des sphaignes (Szumigalski et Bayley 1996b), ce remplacement des espèces diminue la capacité des tourbières à accumuler du carbone (Malmer *et al.* 2003).

À ma connaissance, il n'existe actuellement aucune étude en tourbière naturelle qui mesure directement les changements entre la productivité végétale et les taux de décomposition de la matière organique le long du gradient de microtopographie suite à l'abaissement du niveau d'eau. Même si plusieurs études réalisées en Finlande, comme celles de Laine *et al.* (1996, 2004), ont suivi le changement des tourbières suite au drainage, il est difficile d'effectuer une comparaison appropriée entre ces études et la mienne car elles ont été menées sur l'ensemble des tourbières et non pas à l'échelle microtopographique. Il m'est donc difficile de prédire clairement les changements de l'accumulation de la matière organique dans chaque microhabitat. À partir de mesures d'échange gazeux entre la tourbière et l'atmosphère, Alm *et al.* (1997) suggèrent toutefois que les buttes des fens pourraient rapidement devenir une source de carbone atmosphérique lors de conditions plus sèches. Parallèlement, Bubier *et al.* (2003) ont déterminé que dans les microhabitats plus humides, comme les dépressions, la fonction de réservoir de carbone et la séquestration du CO₂ atmosphérique par la végétation n'étaient pas réduites. Par contre, selon Belyea et Clymo (2001), c'est n'est pas dans les buttes qu'on observerait un changement rapide de l'accumulation de la matière organique mais dans les dépressions. Bien que le modèle théorique de Belyea et Clymo (2001) se base sur les relations entre la production végétale, les taux de décomposition et la densité apparente de la tourbe en fonction des microhabitats, il n'a jamais été validé sur le terrain. En définissant les microhabitats les plus sensibles à une réduction de l'accumulation de la matière organique sur le terrain, nous préciserons les prédictions des modèles de changement des tourbières.

Tant pour l'accumulation de matière organique que pour la végétation, il est fort probable que les changements observés suite au drainage ne seront pas stables, mais évolueront dans le temps. Les changements à courts termes sont reliés au fait que les espèces, les communautés végétales, les microhabitats et l'ensemble de l'écosystème de tourbière étaient préalablement adaptés à des conditions plus humides. Toutefois, les

changements observés à plus long terme résultent de leurs différents mécanismes adaptations face aux nouvelles conditions hydrologiques (Laiho 2006).

1.5 OBJECTIFS

1.5.1 Validation d'un modèle de réchauffement climatique

Au Canada, selon un scénario du doublement de la concentration du CO₂ atmosphérique par rapport aux valeurs de base des années 1980 (donc de 350 ppm à 700 ppm), Mitchell (1989) a prédit une augmentation de 3 °C de la température ainsi que de 1 mm par jour du régime des précipitations. À partir du modèle de Mitchell (1989), Roulet *et al.* (1992), de l'Université McGill, ont évalué plus spécifiquement les impacts du réchauffement climatique dans une tourbière minérotrophe située près de la ville de Scherfferville, dans la zone subarctique de la province du Québec. Ils concluent que le réchauffement climatique entraînera un abaissement de 14 à 22 cm de la nappe phréatique.

Malgré que le modèle de Roulet *et al.* (1992) a été conçu il y a plus de 10 ans, ses prédictions sont toujours actuelles. Les prévisions de Mitchell (1989) sur lesquelles se basent Roulet *et al.* (1992) sont très similaires à celles émises dans le rapport du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, en février 2007 (IPCC 2007). Selon ce rapport, on estime que la température de l'air s'élèvera de 3 °C et que le régime des précipitations augmentera de 20% au cours du XX^e siècle dans les zones boréales de l'Amérique du Nord. Malgré l'augmentation du régime des précipitations, le réchauffement de la température atmosphérique soumettra une grande partie des tourbières canadiennes à des conditions plus sèches. Ainsi, bien que le modèle de Roulet *et al.* ait été testé dans une tourbière de la région de Scherfferville, il est plausible que la majorité des tourbières minérotrophes boréales et subarctiques des régions méridionales du Canada (excluant les zones côtières) de l'est de l'Amérique du Nord subiront un abaissement du niveau de leur nappe phréatique. Plusieurs chercheurs supportent ce scénario en affirmant que l'abaissement du niveau d'eau dans les tourbières sera un facteur clé de leurs réponses face au réchauffement climatique (Gignac 2001; Weltzin *et al.* 2003; Laiho 2006).

Conformément au modèle de Roulet *et al.* (1992), le niveau de la nappe phréatique d'une tourbière située à 30 km à l'est de la ville de Québec a donc été abaissé artificiellement afin de reproduire les futures conditions de sécheresse. Une tourbière à mares, de type minérotrophe pauvre, dominée par les sphaignes et typique de la région boréale a été sélectionnée.

1.5.2 Impacts sur la végétation

Le deuxième chapitre de ce mémoire dévoile les impacts de l'abaissement de la hauteur de la nappe phréatique à court terme (de 1 à 2 années après drainage) et à long terme (de 8 à 11 années après drainage) sur la composition végétale et l'abondance des espèces végétales. Je pose comme hypothèse que les changements de végétation diffèrent pour chaque microhabitat. Je prédis que l'abaissement du niveau d'eau favorise les plantes mieux adaptées à des conditions plus sèches au détriment des espèces de milieux humides. En ce sens, les communautés végétales des dépressions sont probablement plus sensibles au réchauffement climatique.

1.5.3 Impacts sur l'accumulation de la matière organique

Le troisième chapitre de ce mémoire présente les modifications de la productivité végétale et des taux de décomposition à la suite du drainage expérimental, afin d'évaluer les changements de l'accumulation de la matière organique. Tout d'abord, je pose comme hypothèse qu'après le rabattement de la nappe phréatique, la productivité végétale et les taux de décomposition sont différents pour chaque microhabitat. Conséquemment, je prédis que l'altération de la fonction d'accumulation de la matière organique diffère également entre les microhabitats. L'accumulation est probablement réduite pour la majorité d'entre eux, particulièrement dans les dépressions. Autant pour l'accumulation de la matière organique que la végétation, je prévois que les changements observés à court terme ne correspondent pas à ceux à long terme et qu'ils évoluent au fil du temps.

CHAPITRE 2

**WATER TABLE DRAWDOWN EXPERIMENT SIMULATING CLIMATE
CHANGE IMPACT IN BOREAL MINerotrophic PEATLAND: RAPID
RESPONSES OF VEGETATION**

**EXPÉRIENCE D'ABAISSEMENT DE LA NAPPE PHRÉATIQUE
SIMULANT L'IMPACT D'UN CHANGEMENT CLIMATIQUE DANS
UNE TOURBIÈRE MINÉROTROPHE BORÉALE : RÉPONSES RAPIDES
DE LA VÉGÉTATION**

2.1 ABSTRACT

A global climate warming scenario in Canada predicts the lowering of water table level in boreal minerotrophic peatlands, which could consequently modify their vegetation. In a *Sphagnum* dominated poor fen, we have tested the hypothesis that vegetation responses to water table drawdown would differ among microhabitats (hummocks, lawns and hollows) with time, according to the duration of the water table lowering (between 1-2 and 8-11 years after drainage).

Following an experimental drainage, the species composition was more uniform among the plant communities of the microhabitats. The rate of species composition change varied among the microhabitats, and the species which were promoted or reduced after drainage were also different. After two years of drainage, the vegetation already reached a new equilibrium on lawns while this equilibrium occurred between 2 and 8 years for hollows and hummocks. This relatively rapid vegetation succession is likely to influence the total response of the peatlands in terms of carbon flux with regard to the climate warming.

Keywords: drainage, succession, fen, global warming, microhabitats, peatlands, vegetation dynamics

2.1 RÉSUMÉ

Au Canada, le réchauffement du climat mènera à l'abaissement du niveau de la nappe phréatique dans les tourbières minérotrophes boréales, ce qui modifiera alors leur végétation. Dans un fen pauvre dominé par les sphaignes, nous avons testé l'hypothèse que les réponses de la végétation ne seraient pas uniformes entre les microhabitats (buttes, platières et dépressions), selon la durée d'abaissement de la nappe phréatique (de 1 à 2 années et de 8 à 11 années après drainage).

À la suite du drainage expérimental d'une mare, les communautés végétales des microhabitats présentaient une composition végétale plus similaire. Toutefois, la vitesse des changements des espèces variait selon les microhabitats et les espèces qui étaient favorisées ou réduites n'étaient pas les mêmes. Après 2 ans de drainage, la végétation avait déjà atteint un nouvel équilibre dans les platières alors que cet équilibre ne s'établissait qu'entre 2 et 8 années pour les dépressions et les buttes. Cette succession relativement rapide de la végétation est susceptible d'influencer la réponse globale des tourbières face au réchauffement climatique en termes de flux de carbone.

Mots clés : drainage, dynamique de la végétation, fen, microhabitats, réchauffement climatique, tourbières

2.2 INTRODUCTION

Peatlands interact with the atmosphere as they sequester atmospheric carbon. In Canada, the annual carbon accumulation is estimated as 25 g m^{-2} (Gorham *et al.* 2003). At present, several scenarios concerning the effect of global warming on northern peatlands predict a significant change in the carbon cycling and accumulation (Gorham 1991; Moore *et al.* 1998). According to the model of Mitchell (1989) a doubling of CO_2 concentrations would increase temperatures by $3 \text{ }^\circ\text{C}$. Roulet *et al.* (1992) predict a lowering of the water table of 14 to 22 cm for northern fens, driven mostly by increased evapotranspiration at the peatland surface. Thus, the ecological role of peatlands as carbon reservoirs may be considerably altered due to decreased peat accumulation resulting from higher decomposition and CO_2 emission rates (Laine *et al.* 1996; Carroll and Crill 1997, Moore *et al.* 1998).

Nevertheless, the responses of the peatlands concerning global warming remain dubious given that the predictive models do not take account adaptive and feedback mechanisms (Moore *et al.* 1998). For instance, most of the predictive models do not include the successional adaptability of species and plant communities in their evaluation of global peatland responses. Because carbon cycling is closely associated with soil moisture and hydrology (Price and Waddington 2000), peatland vegetation responses to global warming should be reflected in carbon budget changes and peatland ecosystem functions (van Minnen *et al.* 1995; Aerts *et al.* 1999; Updegraff *et al.* 2001; Pastor *et al.* 2002).

A large part of boreal peatlands have patterned structures with a characteristic hydrological gradient going from hummock microhabitats to hollows and open water pools. Species are distributed along the hummock-hollow gradient. Some *Sphagnum* species (Vitt *et al.* 1975; Andrus *et al.* 1983; Luken 1985) and vascular plants (Gauthier 1980; Clymo and Hayward 1982) are adapted to drier conditions of the hummocks, while others are found in the intermediate lawns and some only in wet hollows or open water. Each microhabitat presents a specific hydrologic regime, species productivity and decomposition (Rocheffort *et al.* 1990; Vitt 1990; Belyea 1996; Belyea and Clymo 1998), and plant community structure and functions (Wallén and Malmer 1992; Malmer *et al.* 1994; Malmer *et al.* 2003). Thus, the water table lowering predicted from global warming scenarios

should affect each of the microhabitats differently and these changes will be reflected in vegetation responses. In addition, it is possible that the response of the plant species and communities varies on a temporal scale (Peng *et al.* 1998).

The changes in bryophyte's productivity as well as the global response of the vegetation in fens and bogs according to different climate scenarios were already analyzed by Weltzin *et al.* (2000, 2001, 2003) in a semi-natural environment. However, few studies have been conducted experimentally to test the impacts of climatic changes along the microtopographic gradient of a natural peatland or analyzed plant community responses over time. In addition, little information exists about the changes that could occur in the specific case of peatlands with pools. In our study, we analyzed the effect of a short-term (1 to 2 years) and a long-term (8 to 11 years) lowering of the water table on plant community composition and on species abundance in a poor fen which contained hydrological gradients (hummocks to hollows and pools). The comparison of the vegetation changes will enable us to determine which species and plant communities are more sensitive to the water level drawdown initiated by future global warming as predicted by Roulet *et al.* (1992), to follow patterns in vegetation succession, and to provide more information about potential changes in carbon budget.

2.3 METHODS

2.3.1 Study site

The experimental site was located at St-Charles-de-Bellechasse, 30 km east of Québec city (46°45'N, 71°00'W), in a poor fen with pools, dominated by *Sphagnum*. This type of peatland is representative of the temperate and boreal poor fen (*sensu* Buteau *et al.* 1994). The fen is part of a large peatland complex of about 10 km² where bog massifs dominate, with the presence of fens in shallower parts. According to the closest meteorological station (46°48'N, 71°22'W; 30 km from the study site), the average annual temperature is 3.4 °C and the mean temperatures of the warmest and coldest months are 18.3 °C for July and -13.1 °C for January. Total annual precipitation is 1230 mm (Environment Canada 2006). A detailed description of the site hydrology and meteorology is available in Whittington (2005).

The vegetation associated with pools at the study site forms a clear microtopographic gradient from drier hummocks to open water (microhabitat terminology sensu Charman 2002). Hummocks are dominated by dwarf shrubs such as *Gaylussacia baccata* and *Chamaedaphne calyculata* that form a dense stand, below which peat mosses, such as *Sphagnum magellanicum* and *Sphagnum papillosum* form a continuous moss carpet. In wettest surfaces, the sparser vegetation is characterized by sedges such as *Carex oligosperma* and *Rhynchospora alba*. Nomenclature follows Marie-Victorin (1964) for vascular plants and Anderson and Crum (1981) for bryophytes. Peat depth of the site varies from 0.8 to 1.5 m.

2.3.2 Experimental design

We selected three sites measuring 0.25 ha, with a pool in the center of each one. Each pool was similar in size and shape. One site was kept untreated (Control site), a second one was drained in 2002 (drained 2-years site; D-2) and a third one had been drained in 1993 (drained 11-years site; D-11) (Annexe 1 and 2; Photo 1). Sites were located within 30 m of each other. The water table of D-2 site was lowered by about 20 cm in June 2002 by digging a ditch to simulate the climate warming effect according to the prediction of Roulet *et al.* (1992) (Annexe 2; Photo 6). The D-11 site had been drained in 1993 for the construction of a nearby road. As for D-2, the water table was lowered by approximately 20 cm in D-11 (S. Leblanc, Les Tourbes Nirom Peat Moss inc. pers. comm.), using similar ditching techniques. The water table drawdown expected by model of Roulet *et al.* (1992) applies probably to a large part of boreal and subarctic fens of Canada, situated in the continental and meridional regions.

We applied BACI design (Before-After-Control-Impact experiment) to study the short term effect of drainage (Lepš and Šmilauer 1999). During summer 2001, the vegetation surrounding the pools was surveyed prior to the drainage treatment to assess the similarity between the Control site and the site to be experimentally drained, D-2. BACI was applied because it was not possible to replicate the drainage treatment due the nature of the study which implies large scale (0.25 ha) manipulations (Hulbert 1984).

2.3.3 Vegetation survey and water table monitoring

To evaluate the changes in vegetation caused by altered water table, we delimited three random transects per site (Annexe 1). Each transect was approximately 15 m long, starting at dry hummock level, crossing a sequence of lawns, hollows and open water, and ending on the other side of the pool, in hummocks. At each meter along transects, we installed permanent sample plots (50 x 50 cm) to study the species composition of the field layer (vascular plants that rise above the moss carpet). Within these sample plots, we delimited smaller permanent sample plots (20 cm diameter circles) to study the species composition of the ground layer (bryophytes and small vascular plants such as *Drosera* sp. and *Vaccinium oxycoccos*). Vegetation surveys were done in August 2001, October 2002, and September 2003 and 2004. The vegetation survey in 2002 corresponded to 4 months post-drainage situation in the D-2 site. Field layer and ground layer vegetation were recorded in 43 plots in the Control site and the D-2 site and 42 plots in the D-11 site. In total, our sampling included 512 permanent sample plots inventoried between 2001 and 2004.

Three perforated PVC wells were installed for each microhabitat (hummocks, lawns and hollows) of each site to monitor the water table weekly from May to August. We monitored water table each year during the period of this study. All the measurements showed in this paper refer to water table position in relation to moss or peat surface.

2.3.4 Statistical analysis

2.3.4.1 Comparison of sites prior to experimental drainage

Prior to experimental drainage of June 2002, plant communities and microhabitats were described in the Control site and the D-2 site in their pristine state. This was done by classifying Control and D-2 sample plots based on their 2001 ground-layer vegetation data using Two Way Indicator Species Analysis (TWINSPAN, PC-ORD for Windows, v. 4.25, MjM Software, Gleneden Beach, OR, USA). Because sample plots in open water did not include any ground layer species, they were excluded from TWINSPAN and grouped together. TWINSPAN classification was based on ground-layer vegetation alone because

field layer vegetation was recorded in only half of the quadrats in 2001, i.e. at each two meter. However, field layer was measured in all quadrats in 2002, 2003 and 2004.

The vegetation in the Control site and the D-2 site before experimental drainage were also compared with the D-11 site. For the D-11 site, sample plots were grouped by microhabitats based on their apparent former microtopographic position, still easily seen at the site. The sample plot groups were later used for the analysis of vegetation changes in different plant communities following drainage.

2.3.4.2 Vegetation responses to water table drawdown

a) Plant community changes

We applied Detrended Correspondence Analysis (DCA; Lepš and Šmilauer 1999) to assess compositional change in vegetation under the three drainage treatments throughout the four years study. We applied Hill's scaling, detrending by second order polynomials, and downweighting species with less than 2 % cover. We log-transformed species data to trigger out successional change more clearly and to avoid that few highly abundant species influence unduly the ordination. The sample scores of the sample plots were grouped by year, site and plant community to calculate the group centroid (average \pm S.E). DCA was conducted with Canoco 4.5 package (Canoco for Windows, v. 4.52, Biometrics – Plant Research International, Wageningen, Netherlands).

The resulting first axis of DCA describes the main compositional variation in the vegetation; therefore it can be used as a measure of beta-diversity (Whittaker 1972). We applied the spreading of the sample plots along the first DCA axis as a measure of beta-diversity within sites and communities.

b) Changes of species abundance within each microhabitat

Species responses to drawdown treatments from the different microhabitats were analyzed using Principle Response Curves (Van den Brink and ter Braak 1999) with Canoco 4.5 package. PRC is a method developed for repeated measured designs and is based on partial Redundancy Analysis (partial RDA). PRC allows comparison between sampling

conducted before and after the application of treatments. It takes into account the annual variation that is not related to treatment. To construct the PRC, we used the interaction term between the time and treatment and omit this interaction for the reference treatment.

We analyzed vegetation changes separately for each microhabitat: hummock, lawn and hollow. Each microhabitat included one or two plant communities. For each microhabitat, we performed RDA where sampling years were used as covariables ($n = 4$) to test if the treatments (drainage) was significant once we excluded the interannual variation. The interaction term between year and site was used as predicting variables to focus on site specific successional change. We coded the variables years and sites as categorical dummy variables. Species data were log-transformed and centered by species. Resulting ordinations were based on inter-sample distances.

To study the significance of site specific successional change we used Monte Carlo permutation test to determine the significance of the first axis. We applied Monte Carlo test but permuted the treatment within the same year (split-plot design option in Canoco).

We prepared a PRC diagram to study the strength and the direction of changes in the D-2 site and the D-11 site in comparison to the Control site. The distance between the sites on the PRC-Axis1 is related to their compositional similarity: two sites that are very close have very similar vegetation. In the resulting diagram, the species weight scale is a measure of changes in species abundance. The change in species cover for each site was calculated using the formula:

$$S = e^{(wd)}$$

where S is the species' cover change, w the species' weight value and d is the distance on the PRC-Axis1 between two years for a single site. The sign of species weight values determinates which species were reduced (-), promoted (+), or unaffected (± 0) by the drainage. The value itself indicates the rate of change i.e. how many times the cover of each species was increased or diminished relative to interannual change in the Control site. The Control site is represented by zero line on the diagram.

2.4 RESULTS

2.4.1 Comparison of sites prior to experimental drainage

The 93 sample plots of undrained sites, the Control site and the D-2 site prior to experimental drainage, were proportionally distributed in five plant communities in 2001 (Table 2.1, Annexe 2; Photos 2 and 3). As often seen in peatlands (Marie-Victorin 1964; Vitt *et al.* 1975; Rydin 1986, 1993; Gauthier 2001), the main variation in vegetation was related to moisture. The first DCA axis ordered sample plots along their microtopographical position from hummocks to pools. The community distribution between the Control site and the D-2 site before drainage was similar. The dry end of the gradient was dominated by *Sphagnum magellanicum* (63 % cover in Table 2.2) and dwarf shrub *Chamaedaphne calyculata* (11 %; *S. magellanicum* community), species characteristic to hummocks. In the driest part of the lawns, *Sphagnum papillosum* dominated with 67 % cover with accompanying *Carex oligosperma* (10 %; *S. papillosum* community). In the wet lawn community, *Sphagnum majus* (21 %) and *Rhynchospora alba* (15 %) were the most abundant species (*S. majus* community). The wet end of the gradient, hollows was covered by *Rhynchospora alba* (14 %) and *Sphagnum cuspidatum* (3 %; *S. cuspidatum* community). In the hollows positioned in the middle of the pools, *Scirpus subterminalis* had the highest cover (11 %; *S. subterminalis* community) while bryophytes were completely absent, maybe due to high disturbance related to fluctuations in open water (Bragazza and Gerdol 1996).

The similarity of vegetation between the Control site and the D-2 site before drainage (Table 2.1) allows us to assess vegetation changes following drainage in comparison with the Control site.

Table 2.1. The proportion (%) of sample plots in each microhabitat and each community during summer 2001. 2001 corresponds to one year prior to drainage for the D-2 site and 8 years post-drainage for the D-11 site. For the Control site and the D-2 site, sample plots were grouped in four communities based on their ground layer composition, according to TWINSPAN. Plots without ground layer species, which were all positioned in the middle of the pool, were grouped together into a fifth plant community (*Scirpus subterminalis*) according to field observations. For the D-11 site, sample plots were assigned to microhabitats based on their former microtopographic position before drainage. Plant communities were ordered in the table according their position along the microtopographic gradient.

Location in the fen	Microhabitats	Plant communities	% of sample plots in each plant community		% of plots in each microhabitat		
			Control site	Drained 2-years site	Control site	Drained 2-years site	Drained 11-years site
Fen ridge	Hummocks	<i>Sphagnum magellanicum</i>	17	9	17	9	31
Dryer intermediate zone	Lawns	<i>Sphagnum papillosum</i>	11	40	28	47	21
Humid intermediate zone	Lawns	<i>Sphagnum majus</i>	17	7			
Pool edge	Hollows	<i>Sphagnum cuspidatum</i>	7	4	55	44	48
Pool-open water	Hollows	<i>Scirpus subterminalis</i>	48	40			

Table 2.2 – Species cover (mean % \pm SE) for each microhabitat and each community in 2001 (i.e. one year prior to drainage for D-2 and 8 years post-drainage for D-11). Species are ordered by decreasing abundance values calculated for the three sites together. Only the species with higher than 5 % cover are presented. The *Sphagnum magellanicum*, *Sphagnum papillosum*, *Sphagnum majus*, *Sphagnum cuspidatum* and *Scirpus subterminalis* groups referred to plant community defined by TWINSPAN (Table 2.1).

	Control site and Drained 2-years site					Drained 11-years site		
	Hummocks	Lawns		Hollows		Hummocks	Lawns	Hollows
	<i>Sphagnum magellanicum</i>	<i>Sphagnum papillosum</i>	<i>Sphagnum majus</i>	<i>Sphagnum cuspidatum</i>	<i>Scirpus subterminalis</i>			
Ground layer								
<i>Sphagnum magellanicum</i>	63.5 (\pm 9.1)	6.5 (\pm 2.4)	0	0	0	16.4 (\pm 6.8)	13.9 (\pm 8.2)	1.1 (\pm 1)
<i>Sphagnum papillosum</i>	0.1 (\pm 0.1)	67.5 (\pm 6.7)	7.9 (\pm 41)	0	0	0	7.5 (\pm 7.5)	0.1 (\pm 0.1)
Liverworts	0	0	3.8 (\pm 2.8)	0	0	0.1 (\pm 0.1)	24.6 (\pm 11)	25.1 (\pm 5.6)
<i>Sphagnum majus</i>	0	1.4 (\pm 1.4)	20.7 (\pm 6.8)	0	0	0.1 (\pm 0.1)	8.9 (\pm 7)	10.9 (\pm 4.6)
<i>Sphagnum rubellum</i>	6.4 (\pm 6.3)	0	0	0	0	15.8 (\pm 5.8)	0	0
<i>Polytrichum strictum</i>	9.2 (\pm 5.4)	0.2 (\pm 0.2)	0	0	0	12.4 (\pm 6.9)	0	0
<i>Sphagnum fallax</i>	5.4 (\pm 2.3)	5.9 (\pm 3.7)	0.2 (\pm 0.1)	0	0	0	1.9 (\pm 1.4)	0
<i>Drosera intermedia</i>	0	0	1.8 (\pm 0.7)	0	0	0.2 (\pm 0.2)	5.8 (\pm 2.1)	3.9 (\pm 1.6)
<i>Vaccinium oxycoccos</i>	6.3 (\pm 2.6)	0.8 (\pm 0.3)	0.4 (\pm 0.3)	0	0	2.3 (\pm 1.8)	0	0
<i>Utricularia cornuta</i>	0	0	0.4 (\pm 0.3)	0.5 (\pm 0.4)	0	0	0.3 (\pm 0.3)	8.3 (\pm 3.9)
<i>Sphagnum cuspidatum</i>	0	0	2.3 (\pm 1.3)	3.3 (\pm 1.3)	0	0	0.1 (\pm 0.1)	4.1 (\pm 1.3)
Sum	90.9	82.3	37.5	3.8	0	47.3	63	53.5
Field layer								
<i>Carex oligosperma</i>	9 (\pm 4.8)	10.3 (\pm 3.5)	4 (\pm 2.1)	0	3.6 (\pm 2.8)	27.5 (\pm 9.2)	41.7 (\pm 7)	13.7 (\pm 3.8)
<i>Rhynchospora alba</i>	0	3.5 (\pm 1.6)	15 (\pm 4.1)	14 (\pm 5.6)	0.0	1.7 (\pm 1.7)	6.7 (\pm 2.8)	14.1 (\pm 2.8)
<i>Andromeda glaucophylla</i>	3.7 (\pm 2.5)	2.3 (\pm 1.5)	0	0	0.4 (\pm 0.3)	18.8 (\pm 14.6)	8.8 (\pm 8.2)	0.6 (\pm 0.6)
<i>Chamaedaphne calyculata</i>	11.2 (\pm 4.7)	1.7 (\pm 1.7)	0	0	0.0	12.5 (\pm 8.1)	2.5 (\pm 1.1)	0.1 (\pm 0.1)
<i>Carex limosa</i>	0.3 (\pm 0.3)	4.2 (\pm 1.7)	0	6.7 (\pm 6.7)	4.2 (\pm 1.6)	0	0.3 (\pm 0.3)	0.2 (\pm 0.2)
<i>Scirpus subterminalis</i>	0	0.3 (\pm 0.3)	0.8 (\pm 0.8)	4.7 (\pm 2.3)	11.2 (\pm 2.6)	0	0	0
Sum	24.2	22.3	19.8	25.4	19.4	60.5	60	28.7

2.4.2 Water table drawdown by drainage

Although at first the water table was lowered by approximately 20 cm following the experimental drainage of the D-2 site in June 2002, the distance between the water table and the moss/peat surface diminished progressively due to the peat subsidence and the consequently lowering surface topography (Whittington and Price 2006). The effect was particularly pronounced in wettest microhabitats: lawns and hollows. Thus, the decrease of the water table level compared to the moss/peat surface during the summer following the drainage in D-2 was approximately 9 cm in hummocks and lawns, and 4 cm in hollows, compared to their water table level in 2001 (Figure 2.1). In contrast to the Control site and the recently drained site (D-2), the water table in the D-11 site was relatively stable during the study period. In the D-11 site, water table was positioned 25 cm below the surface or deeper in hummocks, while it remained between 10 cm and the surface in lawns and hollows.

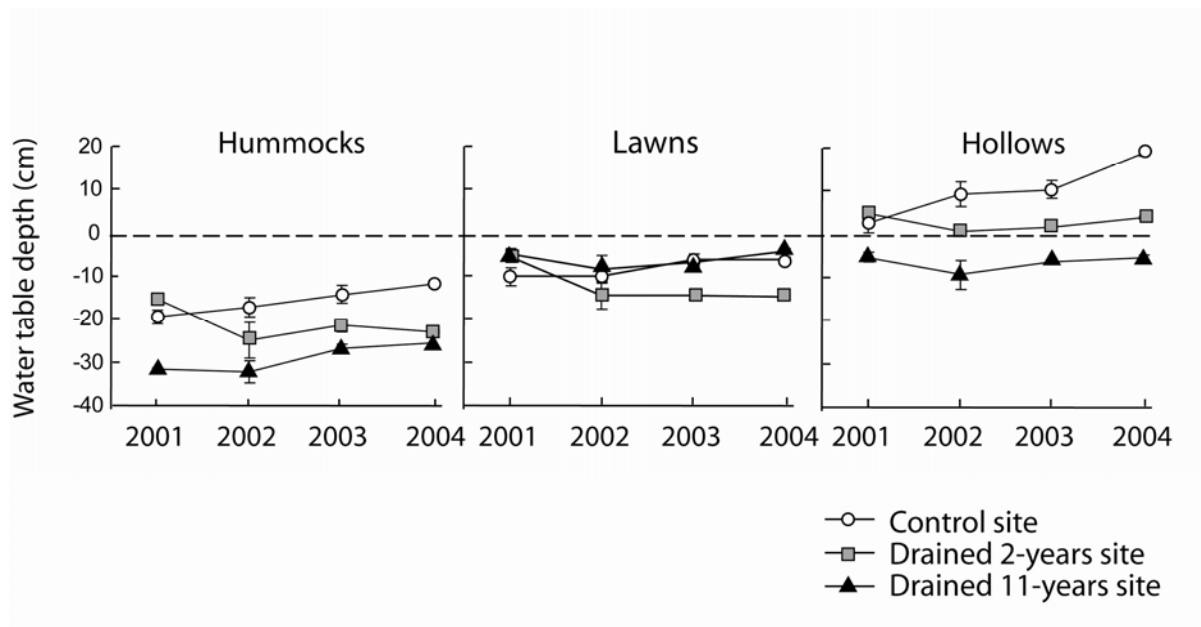


Figure 2.1. Water table level in relation to moss/peat surface between 2001 and 2004 for each microhabitat on Control, D-2 and D-11 sites (mean \pm SE). The dotted line corresponds to the moss or peat surface. Water table levels were measured weekly over the summers from May to August.

2.4.3 Vegetation responses to water table lowering

2.4.3.1 Plant community changes

Drainage reduced compositional variation among plant communities and consequently also among microhabitats. The plant communities of the Control site were highly spread along the first axis from hummocks to pools and showed a clear separation among microhabitats (white symbols on Figure 2.2A). In contrast to the Control site, lawn and hollow communities in the D-11 site were clustered close to hummocks indicating similar species composition among all the microhabitats (black symbols). Similarly, the larger spread of the communities of the Control site and the D-2 site prior drainage along the first DCA axis in comparison to the D-11 site (Figure 2.2A) indicates that the beta-diversity decreased after drainage. In addition, the larger variation within communities in the Control site and the D-2 site prior drainage in the ordination space (Figure 2.2B S.E around the centroids) indicates that beta-diversity diminished after drainage.

The compositional variation within communities was highest in the wettest communities and there was a decreasing trend from hollows to hummocks. This is indicated by the width of standard error bars associated with plant communities of the Control site and the D-2 site before drainage (Figure 2.2B). The trend was similar for spatial and interannual variation. In both sites, the change from hollows and lawns towards drier hummock community composition lead to decreased variability within each plant community.

For the D-2 site, the drainage only modified the *Scirpus subterminalis* plant community composition by reducing the abundance of aquatic species, such as *Scirpus subterminalis*, *Nuphar* sp. and *Scheuchzeria palustris* (small gray circles on Figure 2.2A and Annexe 2; Photo 5). As a consequence, the water table lowering lead to a more homogenous plant community composition along the microtopographic gradient. Two years after drainage, *Scirpus subterminalis* community composition was very close to the *Sphagnum cuspidatum* community.

2.4.3.2 Long term effect of drainage on vegetation

The differences in vegetation between the undrained sites (the Control site and the D-2 site prior drainage) and the D-11 site were evident in the species abundance level (Table 2.2). In the D-11 site, *Carex oligosperma* was the dominant field layer species in all the microhabitats. In contrast, in the undrained sites, *Carex oligosperma* was restricted to lawns and hummocks (Table 2.2, Annexe 2; Photo 4). The cover of ericaceous scrubs, especially the cover of *Andromeda glaucophylla* in hummocks was somewhat higher than in undrained sites. The difference between undrained and D-11 was particularly evident in the abundance of liverworts. In the D-11 site, liverworts were the dominant species of lawns and hollows, but in contrast they had only a minor importance in the vegetation of the undrained sites.

Long term drainage had also changed vegetation structure (Table 2.2). In general, field layer cover was higher in the D-11 site than in the undrained sites, the prior drainage D-2 site and the Control site. In hummocks the field layer cover was 2.5 times higher in D-11 than in the undrained sites, but the ground layer cover in D-11 was only a half of that in undrained. In lawns, the field layer cover was three times higher in D-11, but no difference in the ground layer cover was observed. In hollows, while the field layer cover of D-11 was only slightly higher than in undrained, the ground layer cover was 28 times higher.

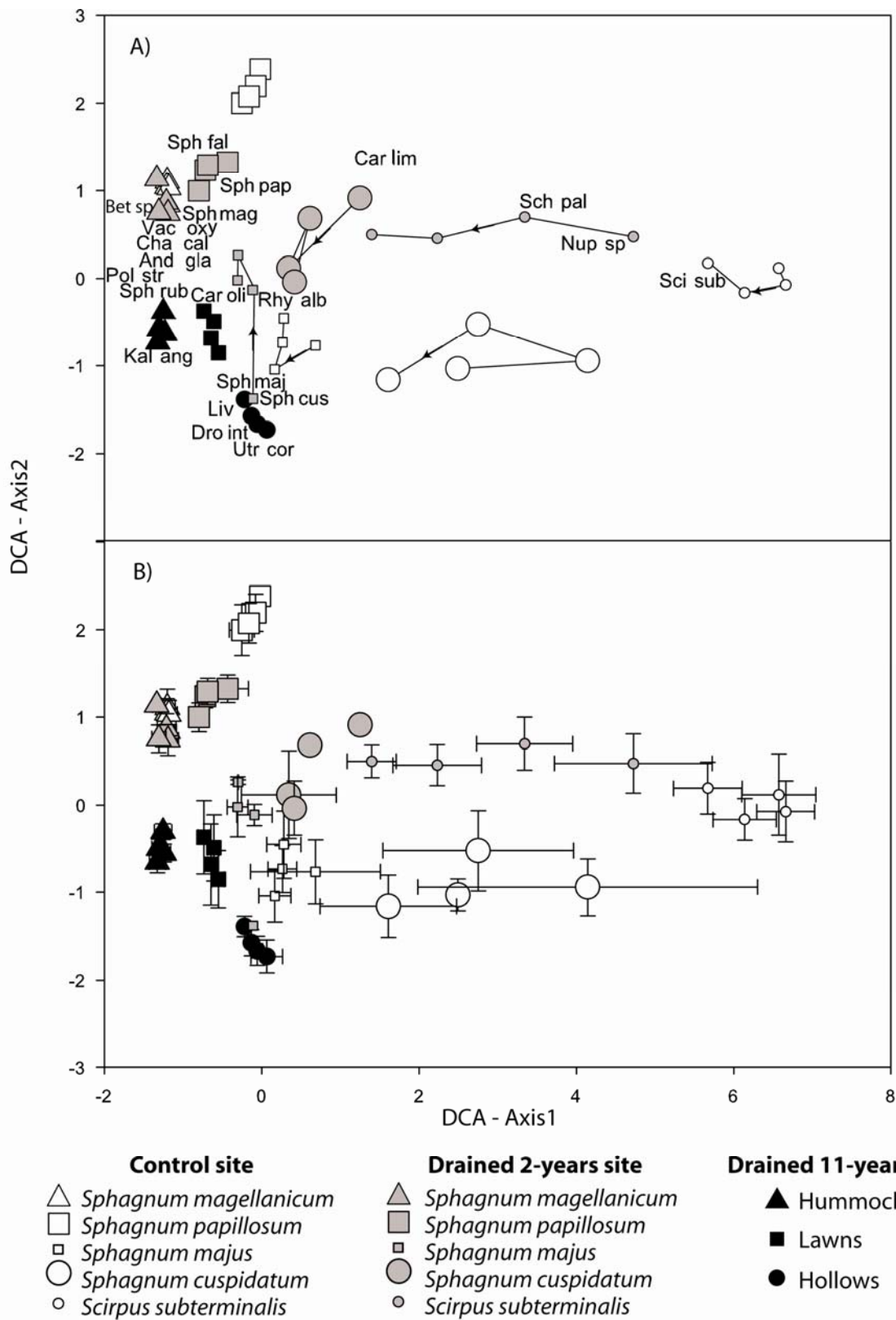


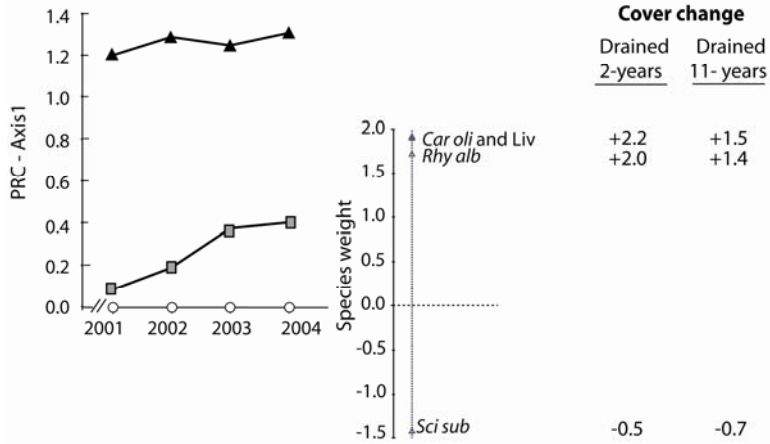
Figure 2.2. DCA of plant community changes for three sites in a poor minerotrophic peatland from 2001 to 2004. The lowering of the water table took place in June 2002 in the D-2 site and in 1993 in the D-11 site. The eigenvalue of the first axis is 0.7 and 0.4 for the second axis. The first and second DCA axis explained 13 % and 8 % of the variance of the species data, respectively. The first axis is related to microtopographical variation and second axis is associated with the variation within plant communities. Although that we observed a separation between the D-2 site and the D-11 site, no clearly pattern was observable along the second axis. Symbols represent the centroid of all sample scores average for each plant community. A) The centroids are linked to indicate changes in species composition from 2001 to 2004. B) The same centroids are showed with their standard errors. Only those species presenting a cumulative fit higher than 0,05 are shown. And gla = *Andromeda glaucophylla*, Bet sp = *Betula* sp. Car lim = *Carex limosa*, Car oli = *Carex oligosperma*, Cha cal = *Chamaedaphne calyculata*, Dro int = *Drosera intermedia*, Kal ang = *Kalmia angustifolia*, Liv = liverworts, Nup sp = Nuphar sp, Pol str = *Polytrichum strictum*, Rhy alb = *Rhynchospora alba*, Sch pal = *Scheuchzeria palustris*, Sci sub = *Scirpus subterminalis*, Sph cus = *Sphagnum cuspidatum*, Sph fal = *Sphagnum fallax*, Sph mag = *Sph magellanicum*, Sph maj = *Sphagnum majus*, Sph pap = *Sphagnum papillosum*, Sph rub = *Sphagnum rubellum*, Utr cor = *Utricularia cornuta*, Vac oxy = *Vaccinium oxycoccus* .

2.4.3.3 Vegetation changes within each microhabitat

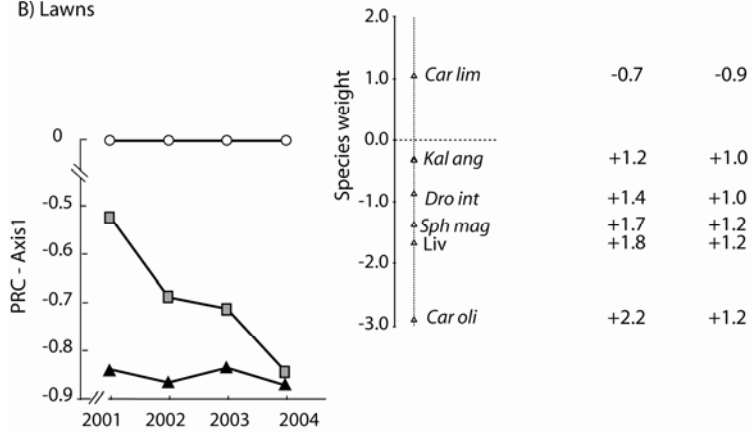
The rate of species composition and the species cover changed differently in each microhabitat after drainage, as shown by the PRC (Figures 2.3). After the experimental drainage, plant cover changed more rapidly in hollows and lawns than in hummocks (see grey squares in Figures 2.3a, 2.3b and 2.3c). Following drainage, the vegetation composition of hollows and lawns diverged from the Control site (see white circles) and started to converge to the vegetation composition of D-11 site (see black triangles). The species composition in the lawn of the D-2 site started to resemble that of the D-11 site already within two years following the water table drawdown. Eight years after the drainage of the D-2 site (2010), the vegetation in hollows and hummocks should be similar to the 2001 vegetation in the D-11 site, if the annual rate of change stays constant. In the D-11 site, plant communities were relatively stable in all microhabitats during the study period and vegetation changes were associated to interannual fluctuations in species abundances. Thus, it seems that the drastic disturbance succession in D-11 site has already occurred before 2001, i.e. during the first eight years following the drainage.

The principal response curves allow us to compare species abundance in the drained sites in relation to the Control site (Figure 2.3; Species weigh on the right). Following drainage, the cover of *Carex oligosperma*, liverworts, and *Rhynchospora alba* increased in hollows of the D-2 site. In the third year following drainage, their cover was on average two times higher than in the Control site. In contrast, drainage diminished the cover of *Scirpus subterminalis* by 0.5 times. In lawns of the D-2 site and the D-11 site, species belonging to a variety of different functional groups, such as sedges, ericaceous, bryophytes, were more abundant than in the Control site. In hummocks, *Sphagnum* species were more affected by the changes in hydrology than any other plant group. The cover of *Sphagnum* mosses adapted to rather wet conditions, such as *Sphagnum magellanicum* and *Sphagnum fallax*, was reduced; while *Sphagnum* mosses like *Sphagnum rubellum* adapted to drier conditions increased their cover.

A) Hollows



B) Lawns



C) Hummocks

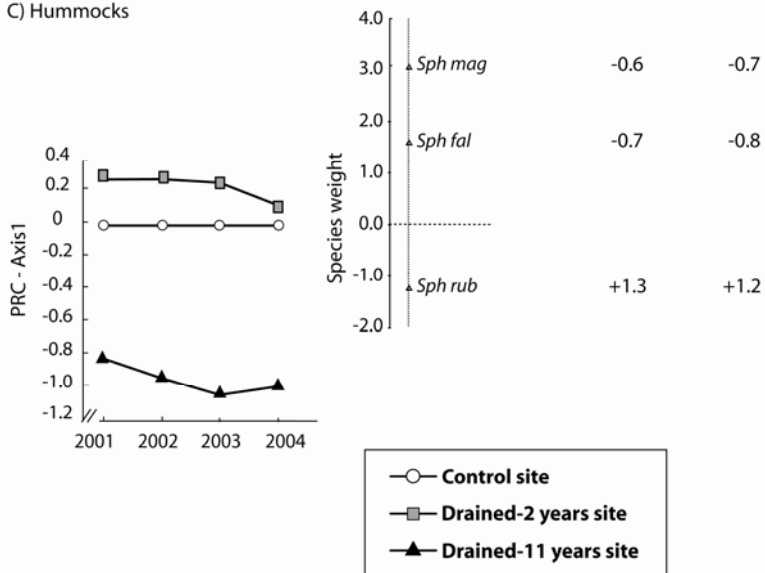


Figure 2.3. Principal response curves (PRC) of the species cover. PRC shows the response of the vegetation to drainage in different microhabitats, hummocks, lawns and hollows in comparison to the Control site. The water table was lowered in June 2002 in the D-2 site and in 1993 in the D-11 site. Annual vegetation survey was done each fall. On the species weight axis, the cover change value indicates how many times the cover of each species increases (+) or decreases (-) in the drained sites in comparison to the Control site. Values of cover change that are close to +1 or -1 mean that the cover for a given species changed similarly to that of the Control site. The first RDA axis represented by PRC explains 35 % of the variation in hollows, 15 % in lawns and 24 % in hummocks. Only the species which patterns were explained by the RDA axis are presented here. Car lim = *Carex limosa*, Car oli = *Carex oligosperma*, Dro int = *Drosera intermedia*, Kal ang = *Kalmia angustifolia*, Liv = liverworts, Rhy alb = *Rhynchospora alba*, Sph fal = *Sphagnum fallax*, Sph mag = *Sphagnum magellanicum*, Sph rub = *Sphagnum rubellum*, Sci sub = *Scirpus subterminalis*.

2.5 DISCUSSION

2.5.1 Plant community responses to water table lowering

The vegetation response to a water table drawdown experiment based on a Canadian global warming scenario (Roulet *et al.* 1992) differed among plant communities of microhabitats. Similarly, the response to drainage was different among functional plant groups and species that composed the plant communities. The experimental drainage decreased the variation of vegetation in the natural fen ecosystem by diminishing the variation in species composition along the microtopographic gradient. In hollows and lawns, vegetation succession proceeded towards a species composition typical of hummocks, and a variety of plants adapted to drier conditions replaced those adapted to wetter conditions. As a result, plant communities in the drained sites showed a more homogenous species composition among microhabitats. Plant communities observed in this study were representative of the majority of boreal peatlands communities, with a dominance of ericaceous shrubs, sedges and a large *Sphagnum* carpet (Sjörs 1950; Andrus *et al.* 1983; Malmer 1986; Vitt 1994). Thus, we expected that our results will contribute to understand the futures responses of boreal peatlands to global warming.

In Finland, studies on the effect of forest drainage have shown that water table drawdown leads to changes in the plant species composition, particularly in minerotrophic peatland sites (Laine *et al.* 1995; Minkkinen *et al.* 1999). Similar to our study, plant community composition was more homogenous and beta-diversity index decreased after drainage (Laine *et al.* 1995; Hotanen *et al.* 1999). However, contrary to our results, these studies reported the replacement of peatland species by forest species. The difference among the results can be explained by the fact that these study sites contained a higher abundance of trees and the development of a forest stand after drainage modified the light availability for the ground layer vegetation.

At the Canadian study site, the vegetation dynamics reached a new equilibrium in two years after the drainage in lawns. In the D-2 site, plant composition of lawns resembled that of the D-11 site already after two years of drainage succession (Figure 2.3B). The rate of change in hollows and hummocks of the D-2 site predicted that the new equilibrium would

be reached between two and eight years after drainage. Although short term vegetation responses are a poor indicator of the long term community changes (Chapin *et al.* 1995), this prediction is supported by the new stable equilibrium found in the D-11 site eight years after the drainage (Figure 2.3). Our study clearly showed that two years of vegetation monitoring after drainage would not permit the description of all the changes in vegetation for hollows and hummocks. Such a short monitoring period would also not allow the determination of the timing of a new equilibrium in drainage succession. In addition, our results did not show vegetation succession over time and how long the plant communities in each microhabitat will stay in their new equilibrium state. Consequently, our study showed that vegetation changes in peatlands should be followed during a longer period of time to cover the various responses of the typically heterogeneous vegetation.

2.5.2 Changes of species abundance within each microhabitat

The increase of vascular plant cover was observed on drained sites, particularly on hummocks (Figure 2.3, Table 2.2). In pristine peatlands, moist conditions related to the high water table levels reduce the oxygen absorption by the vascular plant roots (Reader, 1978). In addition, the dense *Sphagnum* carpet decreases the availability of nutrients (Clymo 1963, 1984) for vascular plants growth. Because water level drawdown reduces *Sphagnum* abundance (Bubier *et al.* 1995) and increases the nutrient cycling (Lieffers 1988; Laiho *et al.* 2003), vascular plant growth is promoted in the drained sites (Svensson 1995; Malmer *et al.* 2003). In the United-States, Weltzin *et al.* (2003) showed that decreasing water table in a fen promoted the increase in shrub cover, like *Andromeda glaucophylla* and *Chamaedaphne calyculata*. In agreement with Weltzin *et al.* (2003), our results showed that these two species, along with *Carex oligosperma*, showed a higher vascular plant cover in the D-11 than in the Control site and the D-2 site.

The increase in the vascular plant biomass is often coupled with a decrease in bryophytes (Malmer *et al.* 1994). The greater vascular biomass most likely increases the production of litter, therefore modifying the shade, nutrients and moisture conditions (Weltzin *et al.* 2005), which become unfavourable for the ground layer species. In our study, we observed lower cover of the ground layer species in hummocks of the D-11 site (Table 2.2). However, drainage and related increase in vascular plant cover had not lead to

complete exclusion of *Sphagna* in the hummocks. *Sphagnum rubellum*, which is able to maintain high moisture content in dry conditions (Titus and Wagner 1984), continued to grow below ericaceous and sedge cover (Figure 2.3).

The changes in species abundance were most rapid on lawns comparatively to other microhabitats (Figure 2.3) and mostly noticeable by the high increase in vascular plant cover (Table 2.2). Contrary to intuition, plant communities did not evolve plainly towards drier plant communities but rather develop into a new mixture of hummock and hollow species. It is usual for lawn communities to show a mix of xerophyte and hydrophyte species growing together as it is a transitional zone along the microtopographic gradient (Bragazza and Gerdol 1996). All the changes on lawns were not observables on the first DCA axis (Figure 2.2A), which was rather related to vegetation changes along the hummock-hollow gradient. Furthermore, the humid conditions created by a water table close to the surface after drainage (Figure 2.1) might explain the high abundance of ground layer species, such as bryophytes. The water table close to the surface in lawns after drainage was a result of the lowering of the surface due to high peat compression and oxidation (Whittington and Price 2006). This phenomenon was most pronounced in wettest microhabitats, following the order hollows > lawns > hummocks.

Similarly to lawns, the water table close to the surface in hollows of the drained sites (Figure 2.1) could explain the high abundance of *Sphagna* and liverworts. However, the decrease of the open water area in the pool area in the D-2 site and its complete disappearance in the D-11 site reduced the abundance of pool-associated species, like *Scirpus subterminalis*, *Scheuchzeria palustris* and *Nuphar* sp. Species that are not usually found in pools, such as *Carex oligosperma* and *Rhynchospora alba*, were able to colonize lawns and hollows following drainage. The high variability within the recently drained hollow plant community, indicated by the large standard error in the Figure 2.2B, could be explained by the simultaneous presence of uncommon and colonizing species shortly after the drainage. However, the reduction of the variability in 2004 indicated that the new plant composition was more stable and excluded aquatic plants.

In addition to the clearly directional drainage succession, we observed temporal fluctuations in species abundance over the study period. Li and Vitt (1995) suggested that

the changes of species are related to the competitive interactions and stress tolerance between species. As a result, some species that are promoted during a certain period of time may soon become replaced by others (Ellis and Tallis 2000). In our study, *Rhynchospora alba* was the fastest vascular plant species to colonise the new bare peat areas created by the decrease or the disappearance of the pools after drainage. However, *Carex oligosperma* soon replaced *Rhynchospora alba* and became the dominant species. The large interannual variations in species and plant community level showed in Figures 2.2 and 2.3 were also observed in previous studies (Wallén *et al.* 1988; Rochefort *et al.* 1990; Thormann and Bayley 1997b).

2.5.3 Implications for the future climate change scenarios on peatlands

Vegetation responses following experimental drainage have clearly shown large variation in drainage succession between fen microhabitats. Our results point out the need to include the specific response of plant communities into predictive models concerning peatland responses to climate warming. Furthermore, our results suggest that the ecosystem adaptation to climate warming could lead to rapid shifts in vegetation communities, particularly in intermediate and wet microhabitats. Thus, scenarios about impacts of global warming on peatlands need to take into account the plant community changes on a temporal scale. It is clear that the reduction or disappearance of pools by the drying out of peatlands will have a strong impact on the boreal peatlands. It will change resource allocation, modify species interaction, lead to habitat destruction for many organisms, threaten some species survival and disturb trophic relations. Moreover, the vegetation responses to drying could influence the changes of the carbon cycle such as gas exchanges with the atmosphere or peat accumulation. Overall, they would greatly impact the response of the boreal peatlands to global warming.

2.6 ACKNOWLEDGEMENTS

We wish to thank Mike Waddington who, as the project leader, conducted the experimental drainage and introduced CSA to the world of carbon fluxes. We thank Maria Strack, Stéphanie Boudreau, Julie Bussièrès, Luc Miousse, Patrick Faubert, Jin Zhou, Matteo Sottocornola, Danielle Cobbaert, Rosalie Cliche and Annie Jacob, who helped us to

accomplish this study and Dr. Jonathan Price and Peter Whittington, who provided hydrological data. We also wish to thank Roxane Andersen, Martha Graf, Maxime Gravel, Monique Poulin and Maria Strack for the revision of the manuscript. We are grateful to Nirom Peat Moss Inc. for site access. This study was funded by Canadian Foundation for Climate and Atmosphere Science (MW, LR), Natural Science and Engineering Research Council of Canada (LR and CSA) and Academy of Finland (EST).

CHAPITRE 3

**SIMULATION D'UN SCÉNARIO DE RÉCHAUFFEMENT CLIMATIQUE
DANS UN FEN PAUVRE : CHANGEMENTS DE L'ACCUMULATION
DE LA MATIÈRE ORGANIQUE EN FONCTION DES MICROHABITATS**

3.1 RÉSUMÉ

Dans les tourbières minérotrophes boréales du Canada, le réchauffement climatique conduirait à l'abaissement du niveau de la nappe phréatique, ce qui réduirait l'accumulation de la matière organique. L'objectif était de reproduire un scénario de réchauffement climatique et d'analyser l'effet de l'abaissement artificiel de la nappe phréatique sur l'accumulation de la matière organique à court (2 ans) et long (11 ans) termes, en fonction des microhabitats (buttes, platières, dépressions) dans une tourbière minérotrophe boréale pauvre, dominée par les sphaignes. L'accumulation de matière organique s'est calculée par le ratio entre productivité végétale et la masse perdue par décomposition dans chaque microhabitat.

Dans le site contrôle, l'accumulation de matière organique était similaire dans les microhabitats. Dans les sites drainés à court et à long termes, l'abaissement de la nappe phréatique a réduit l'accumulation de la matière organique dans les buttes seulement. Cette diminution s'explique par une baisse de la productivité végétale totale et par une augmentation du potentiel de décomposition (K'). Dans le site contrôle et les sites drainés, lorsque l'on départage la productivité par groupe fonctionnel, une plus grande productivité des sphaignes comparativement aux plantes vasculaires ne témoigne pas d'une accumulation plus importante de la matière organique. Finalement, les résultats de notre étude indiquent que les modèles de changement des tourbières doivent tenir compte de la productivité végétale et des taux de décomposition de l'ensemble des microhabitats plutôt que des changements spécifiques des espèces et des groupes fonctionnels.

Mots clés : accumulation de la matière organique, changements climatiques, drainage expérimental, fens, productivité végétale, taux de décomposition, tourbières

3.2 INTRODUCTION

Depuis la dernière glaciation, les tourbières ont accumulé une imposante quantité de carbone (270-370 Pg; Turunen *et al.* 2002), réduisant ainsi le relâchement de CO₂ dans l'atmosphère. Toutefois, le réservoir de carbone des tourbières boréales serait particulièrement vulnérable au réchauffement climatique. Dans les fens boréaux et subarctiques, un réchauffement du climat canadien de 3 °C rabattrait la hauteur de la nappe phréatique de 14 à 22 cm (Roulet *et al.* 1992). Conséquemment, certains chercheurs prédisent une augmentation des processus de décomposition, une diminution de l'accumulation de la matière organique et le relâchement massif de CO₂ dans l'atmosphère (Gorham 1991; Moore *et al.* 1998; Rouse 1998). On s'attend donc à un renforcement positif massif de la part des écosystèmes tourbeux sur le phénomène du réchauffement climatique.

Dans les tourbières naturelles, l'importante accumulation de la matière organique s'explique par la plus faible décomposition de la litière par rapport à la production végétale (Clymo 1965; Damman 1979). Plusieurs études ont déjà montré qu'un rabattement de la nappe phréatique augmente les taux de décomposition et le recyclage des éléments nutritifs (Lieffers 1988; Laiho *et al.* 2003) en plus de modifier la production végétale (Vasander 1982; Weltzin *et al.* 2001). Toutefois, peu d'entre elles ont reproduit expérimentalement un scénario de réchauffement climatique à l'échelle de l'écosystème d'une tourbière naturelle afin de quantifier directement les changements du bilan d'accumulation de la matière organique entre les différents microhabitats de buttes sèches, de platières et de dépressions humides. De plus, il existe actuellement peu d'informations quant à l'évolution temporelle des changements de la production végétale et des taux de décomposition de la litière dans les microhabitats.

Dans cette étude, nous avons recréé les futures conditions de sécheresse en abaissant artificiellement le niveau de la nappe phréatique dans une tourbière à sphaignes avec mares, représentative des tourbières minérotrophes boréales pauvres du Canada. Malgré que la présence de mares soit commune à plusieurs tourbières boréales (Buteau *et al.* 1994), peu d'études ont analysé les changements qu'elles subiront en réponse à un réchauffement climatique. Notre objectif était d'analyser les changements de la productivité végétale, ainsi

que des taux de décomposition et d'accumulation de la matière organique pour chaque microhabitat. Nous avons comparé tous ces changements après une courte période (2 ans) et une plus longue période (11 ans) d'abaissement de la nappe phréatique. Afin de mieux comprendre l'influence relative de la décomposition et de la productivité végétale dans les processus d'accumulation de la tourbe, une attention particulière a été portée à la contribution des sphaignes par rapport à celle des plantes vasculaires. Comme les sphaignes se décomposent habituellement plus lentement que les herbacées (Coulson et Butterfield 1978; Tolonen *et al.* 1992, Johnson et Damman 1993), il est possible qu'une plus grande productivité des sphaignes corresponde à une plus grande accumulation de matière organique dans les microhabitats.

3.3 MATÉRIEL ET MÉTHODES

3.3.1 Site d'étude

Le site d'étude de la tourbière de Saint-Charles-de-Bellechasse est localisé à 30 km à l'est de la ville de Québec (46°45'N, 71°00'O). Cette tourbière minérotrophe pauvre à sphaignes inclut une série de mares et est typique des régions boréales méridionales canadiennes. Cette tourbière fait partie d'un vaste complexe de tourbières de 10 km² où les massifs de tourbières ombrotrophes sont entourés par des tourbières minérotrophes. Les données d'une station météorologique située à près de 30 km de la tourbière indiquent que les températures moyennes les plus chaudes sont enregistrées au mois de juillet (19,2 °C) et les plus froides au mois de janvier (-12,8 °C). La moyenne des précipitations est de 128 mm en juillet et de 90 mm en janvier. Les précipitations annuelles totales se chiffrent à 1230 mm (Environnement Canada 2006). Le relevé complet des conditions météorologiques pour l'été 2004 est présenté dans Whittington (2005).

La tourbière présente un gradient hydrologique marqué entre les buttes, les platières et les dépressions situées en bordure des mares. *Sphagnum magellanicum* et *Sphagnum papillosum* forment un tapis presque continu de sphaignes dans les milieux plus secs, sous des couverts d'*Andromeda glaucophylla*, de *Gaylussacia baccata* et de *Chamaedaphne calyculata*. *Sphagnum majus* et *Sphagnum cuspidatum* sont davantage dispersés dans les platières et les dépressions humides en bordure des mares. *Carex oligosperma* et

Rhynchospora alba abondent dans tous les microhabitats, sauf dans les mares où ils sont remplacés par *Scirpus subterminalis*. Une description complète de la végétation est présentée dans le deuxième chapitre de ce mémoire. Pour l'ensemble de la tourbière, l'épaisseur de la tourbe varie entre 0,8 et 1,5 m.

3.3.2 Dispositif expérimental

Sur la partie fen du complexe de tourbières, nous avons sélectionné trois sites présentant un gradient microtopographique similaire. Chaque site mesurait environ 0,25 ha et incluait une mare en son centre (Annexe 2; Photo 1). Le traitement de drainage de 2002 a été déterminé au hasard entre deux mares naturelles similaires. Une troisième mare du fen, qui a été drainée en 1993 lors de la construction d'une route à proximité de la zone d'étude, a été adjointe au dispositif. Ainsi, dans cet article, nous parlerons du site contrôle pour le site naturel non drainé, du site drainé-2 ans (D-2) pour le traitement expérimental de drainage effectué en juin 2002 et du site drainé-11 ans (D-11) pour le site accidentellement drainé en 1993 (Annexe 2; Photos 2 à 5). Le drainage expérimental dans le site D-2 s'est fait par creusement d'un canal vers un ancien système de drainage d'une tourbière exploitée (Annexe 2; Photo 6). Le niveau d'eau a été abaissé d'environ 20 cm afin de reproduire le modèle prédictif de Roulet *et al.* (1992). Nous avons choisi le modèle de Roulet *et al.* (1992), car il présente les futurs changements hydrologiques des fens boréaux et subarctiques des régions méridionales du Canada (excluant les zones côtières). Dans le site D-11, le niveau d'eau a été abaissé d'environ 20 cm par la mise en place de canaux de drainage (S. Leblanc, Les Tourbes Nirom Peat Moss inc., comm. pers.).

Au cours de l'été 2004, le niveau moyen de la nappe phréatique par rapport à la surface du sol dans le site contrôle était de -12 cm dans les buttes, de -6 cm dans les platières et de +19 cm dans les dépressions situées autour de la mare. Dans le site D-2, le niveau d'eau par rapport à la surface du sol était de -23, de -15 et de +4 cm respectivement dans les buttes, les platières et les dépressions, alors que dans le site D-11, il était de -26, -4 et de +5 cm. Pour les sites drainés, le drainage expérimental a entraîné un compactage de la tourbe. Ceci a eu pour effet d'abaisser la surface du sol et donc, de la garder près du niveau d'eau dans les platières et les dépressions. Tous les détails relatifs aux changements du niveau d'eau sont présentés dans le chapitre 2, dans la section résultat 2.4.2.

Un indice d'accumulation de la matière organique a été estimé à l'aide du ratio entre la productivité végétale et les taux de décomposition pour l'ensemble de la communauté végétale de chaque quadrat entre les mois de mai et d'octobre 2004. Dans les trois sites, les mesures ont été réalisées dans chacun des microhabitats (buttes, platières et dépressions) à l'aide de trois quadrats métalliques permanents (60 cm x 60 cm) placés à la surface du sol (Annexe 1). Les quadrats ont été positionnés de manière à représenter le plus fidèlement les microhabitats. Afin d'empêcher le piétinement de la végétation et la compression de la tourbe, l'accès aux quadrats permanents s'est fait par l'utilisation de trottoirs de bois portés sur pilotis. Ces efforts ont permis de ne pas perturber l'hydrologie du site par les passages répétés des expérimentateurs.

Les importants coûts reliés à la mise en place des sites nous ont contraints à prendre des mesures avant et après manipulation expérimentale pour obtenir une plus grande confiance vis-à-vis de l'interprétation des résultats en raison du problème de pseudoréplication (Hulbert 1984). Nous avons constaté, lors des mesures effectuées pour une année de calibration qui a précédé l'application du drainage expérimental, que le site contrôle et le site D-2 présentaient des communautés végétales similaires (Chapitre 2, section 2.4.1). Il a donc été possible d'analyser les changements du site D-2 après drainage en comparaison avec le site contrôle.

3.3.2.1 Productivité végétale

Tout d'abord, nous avons calculé la productivité végétale des espèces les plus abondantes dans la tourbière. Les espèces ont été sélectionnées en fonction de leur couvert dans les quadrats en 2003 (Groupe de recherche en écologie des tourbières, données non publiées). Pour les bryophytes, nous avons mesuré la productivité annuelle de *Sphagnum magellanicum*, *Sphagnum papillosum* et *Sphagnum cuspidatum*. Pour les plantes vasculaires, nous avons mesuré la productivité annuelle de *Carex oligosperma*, *Rhynchospora alba*, *Chamaedaphne calyculata*, *Carex limosa*, *Scirpus subterminalis* et *Eriophorum virginicum*. La productivité des espèces dont le couvert était inférieur à 5 % n'a pas été mesurée. La nomenclature des bryophytes suit celle d'Anderson et Crum (1981) et celle des plantes vasculaires suit Marie-Victorin (1964).

a) Productivité des sphaignes

La productivité annuelle des sphaignes a été calculée grâce à la formule suivante :

$$\text{Productivité} = \text{ES} \times \text{D} \times \text{P}$$

où ES représente l'élongation (cm) moyenne des tiges de sphaignes, D la densité de capitula par m² et P le poids (g) par centimètre de tige de sphaigne.

L'élongation des tiges de sphaignes a été mesurée avec la technique des tiges coudées (Clymo 1970). Dans chaque quadrat permanent, le nombre de tiges coudées variait de 3 à 25, selon le couvert occupé par chaque espèce. Sur l'ensemble des 27 quadrats, 405 tiges coudées ont été installées. La mesure d'élongation des tiges réfère à la période de croissance des sphaignes entre la fonte du couvert de neige (début avril) et son retour en automne (mi-octobre). Pour le site D-2, le drainage expérimental a entraîné un compactage de la tourbe et un affaissement de la surface du sol dans les dépressions (Whittington et Price 2006). Ainsi, plusieurs tiges coudées situées dans les dépressions se sont déplacées, faussant certaines valeurs d'élongation des tiges de sphaignes. À cause de cela, près de 50 valeurs négatives d'élongation ont été exclues.

Pour évaluer la densité des sphaignes, nous avons prélevé huit échantillons du tapis muscinal par espèce et par site. Pour un même site, les espèces de sphaignes étaient distribuées selon les microhabitats et leur densité était stable. Les échantillons ont été prélevés à l'aide un cylindre mesurant 10 cm de diamètre par 15 cm de long. Pour chaque échantillon, nous avons compté le nombre de capitules par unité de surface. Nous avons ensuite calculé la biomasse sèche par centimètre de tige. Pour ce faire, nous avons sélectionné aléatoirement 50 individus de sphaignes par échantillon. Nous avons coupé les trois premiers centimètres de tige, en excluant le capitule des sphaignes. Les tiges ont été séchées à 60 °C durant 24 h, puis pesées.

b) Productivité des plantes vasculaires

Autour de chaque quadrat permanent, nous avons récolté la biomasse des plantes vasculaires dominantes du site d'étude à l'aide de quatre quadrats temporaires de 25 cm x 25 cm, une fois par mois (Annexe 3). Les quadrats temporaires étaient positionnés à

l'extérieur de chaque quadrat permanent, à moins d'un mètre de distance, et cela jamais au même endroit d'une fois à l'autre de par la nature destructive de l'échantillonnage. Nous avons calculé la productivité annuelle des espèces à l'aide du poids sec de toutes les parties aériennes produites au cours de la saison de croissance (Szumigalski et Bayley 1996a; Thormann *et al.* 1999). Pour *Chamaedaphne calyculata*, nous avons mesuré le poids des tiges, des feuilles et des parties reproductives. Nous n'avons pas calculé la productivité végétale associée à l'augmentation du diamètre radial ni du poids des vieilles feuilles compte tenu qu'elle est souvent négligeable (Reader et Stewart 1972; Vasander 1982). La biomasse a été séchée pendant 48 h à 60 °C, puis pesée. Les récoltes mensuelles nous ont permis de déterminer à quel moment la quantité maximale de biomasse aérienne a été produite au cours de la saison de croissance. En général, la productivité végétale des espèces était maximale en août. Nous avons utilisé les valeurs de productivité du mois d'août comme mesure de la productivité végétale totale dans le calcul de l'indice d'accumulation de la matière organique. Pour *Chamaedaphne calyculata*, les mesures ont été prises une seule fois durant l'été, c'est-à-dire en août.

c) Calcul de la productivité végétale totale

Pour obtenir les valeurs de productivité végétale totale, nous avons pondéré les valeurs de productivité par la superficie occupée pour chaque espèce pour ensuite les additionner, et cela, dans chaque quadrat permanent.

3.3.2.2 Taux de décomposition

Les taux de décomposition des espèces les plus abondantes de la tourbière ont été calculés à l'aide de la technique des sacs de décomposition (Johnson et Damman 1993). Le matériel végétal a été récolté en novembre 2003 afin qu'il soit de qualité chimique similaire à celui de la litière. Après la récolte des espèces sur le terrain, le matériel végétal a été séché à 45 °C, pendant environ une semaine. Il a été trié puis inséré dans des sacs de 5 cm 7,5 cm. Une fois remplis, tous les sacs ont été séchés à 45 °C durant 24 h, avant d'être pesés.

Pour *Carex oligosperma* et *Rhynchospora alba*, nous avons récolté l'ensemble de leurs parties aériennes. Pour *Chamaedaphne calyculata*, nous avons mesuré les taux de décomposition des tiges et des feuilles séparément. Pour ces deux parties de plante, nous n'avons pas séparé les parties produites en 2004 de celles produites les années précédentes, car il était impossible de les récolter en grande quantité. Pour les plantes vasculaires, nous avons utilisé des sacs en fibre de verre, avec des mailles de 1 mm. Nous n'avons pas mesuré les taux de décomposition de *Carex limosa*, de *Scirpus subterminalis* et d'*Eriophorum virginicum*, compte tenu que les manipulations relatives aux sacs à décomposition étaient longues et fastidieuses à réaliser et que ces espèces étaient moins abondantes dans la tourbière (GRET, données non publiées). En ce qui concerne les sphaignes (*Sphagnum magellanicum*, *Sphagnum papillosum* et *Sphagnum cuspidatum*), nous avons inséré les cinq premiers centimètres des tiges dans les sacs, incluant les capitula. Les sacs des sphaignes étaient en nylon, avec des mailles de 0,25 mm de largeur.

Au site expérimental, 10 sacs par espèce de sphaigne et 5 sacs par espèce de plante vasculaire ont été placés à 5 cm sous la surface du sol, à l'extérieur de chaque quadrat permanent. En mai 2004, 50 sacs de toutes les espèces confondues ont été disposés à moins de 30 cm autour de chaque quadrat. Au total, 1350 sacs de décomposition ont été installés sur l'ensemble de la tourbière. Ceci nous a permis de calculer les taux de décomposition des différentes espèces et de l'ensemble des communautés végétales des microhabitats. Les sacs ont été retirés après 12 mois d'incubation dans le sol (mai 2005). Après leur retrait du sol, tous les sacs ont été lavés et les racines des plantes vasculaires ayant poussé au travers des sacs ont été retirées. Les sacs ont été séchés de nouveau à 45 °C durant 24 h, puis pesés. Pour chaque sac, nous avons calculé le coefficient linéaire de décomposition (K') à l'aide de la formule :

$$K' = (X_0 - X_1) / X_0$$

où X_0 est la phytomasse initiale du matériel végétal et X_1 , la phytomasse finale. Ce coefficient représente le potentiel de décomposition de la matière organique.

3.3.2.3 Calcul de l'indice d'accumulation de la matière organique

Pour chaque quadrat permanent, un indice d'accumulation de la matière organique a été estimé par la proportion (ratio) entre la productivité végétale et les pertes de matière organique par décomposition (Reader et Stewart 1972; Thormann *et al.* 1999). Un exemple complet est présenté à l'Annexe 4. Cet indice n'est pas une valeur quantitative de l'accumulation de la matière organique mais une mesure comparative de l'accumulation entre les microhabitats et les sites. Notre étude ne tient pas compte des taux de décomposition de l'ensemble du profil de tourbe, ni de la quantité de litière tombée au sol (Laiho 2006).

Premièrement, à l'aide des valeurs de productivité et des taux de décomposition, nous avons calculé les pertes de matière organique ($\text{g m}^{-2} \text{an}^{-1}$) pour chaque espèce. Pour ce faire nous avons multiplié la productivité de chaque espèce ($\text{g m}^{-2} \text{an}^{-1}$) par son coefficient linéaire de décomposition. Deuxièmement, nous avons calculé le coefficient linéaire de décomposition pour l'ensemble de la communauté végétale de chaque quadrat en divisant la somme des pertes de matière organique par la somme totale de la productivité végétale. Par ailleurs, comme nous n'avons pas mesuré les taux de décomposition de *Carex limosa*, de *Scirpus subterminalis* et d'*Eriophorum virginicum*, nous avons assumé que leur coefficient linéaire de décomposition était similaire à celui de l'ensemble de la communauté végétale (Reader et Stewart 1972). Troisièmement, nous avons multiplié la productivité végétale totale du quadrat par son coefficient de décomposition pour connaître la perte totale de matière organique de l'ensemble de la communauté végétale. Finalement, le ratio productivité/décomposition final a été obtenu en divisant la productivité totale ($\text{g m}^{-2} \text{an}^{-1}$) par la masse totale perdue ($\text{g m}^{-2} \text{an}^{-1}$). Il faut noter que de par la nature de ce calcul, la masse perdue par décomposition est proportionnelle à celle de la productivité végétale. Pour chaque microhabitat, l'analyse de la masse perdue a été effectuée conjointement avec celle des coefficients de décomposition afin de bien comprendre l'ensemble des changements reliés à la décomposition de la matière organique.

D'autre part, nous avons recalculé le ratio productivité/décomposition pour quatre quadrats en incluant cette fois toutes les espèces végétales. Nous avons également inclus les espèces dont le couvert était inférieur à 5 %. Comme la valeur finale du ratio changeait peu

(< 0,5 unité) dans chaque quadrat, nous avons conclu que nos ratios étaient représentatifs de l'ensemble de la communauté végétale.

3.3.3 Analyses statistiques

Les données de la productivité végétale, de la masse perdue par décomposition, du coefficient de décomposition et de l'indice d'accumulation de la matière organique ont été analysées selon des analyses de variance paramétriques à deux facteurs : sites (3 niveaux) et microhabitats (3 niveaux). Les analyses ont été effectuées en utilisant la procédure GLM du logiciel SAS (SAS Institute Inc. 2003-2004). Lorsque l'interaction « sites X microhabitats » s'avérait significative, nous avons employé l'option SLICE dans l'énoncé LSMEANS, afin de cerner les différences des microhabitats pour chaque site et vice-versa. Lorsqu'un seul facteur s'avérait significatif (site ou microhabitat), nous avons utilisé l'option MEANS et analysé les différences grâce au test de comparaison multiple de Tukey. Le seuil de signification des tests statistiques a été fixé à $P < 0,05$. Nous nous sommes assurés que les conditions d'homogénéité des variances et que la normalité des résidus étaient respectées. Les données de productivité, de masse perdue et du coefficient de décomposition, calculées pour les communautés végétales de chaque microhabitat, ont subi une transformation racine carrée. Les moyennes présentées dans ce chapitre sont toujours accompagnées de leur erreur type.

3.4 RÉSULTATS

L'effet du rabattement de la nappe phréatique sur la productivité végétale totale, la masse perdue par décomposition, les coefficients de décomposition et l'indice d'accumulation de la matière organique ont varié selon les microhabitats et les sites (voir les interactions significatives des tableaux d'ANOVA de l'Annexe 5). Nous présentons nos données sous deux formes graphiques différentes pour faciliter l'interprétation des résultats (Figures 3.1 et 3.2).

3.4.1 Impacts de l'abaissement du niveau d'eau sur les microhabitats des sites

3.4.1.1 Site contrôle

Pour le site n'ayant subi aucune manipulation (contrôle), l'accumulation de matière organique était semblable dans les microhabitats (Figure 3.1). Ceci s'explique par le fait que la productivité végétale totale et la masse perdue par décomposition n'ont pas varié, tout comme le coefficient de décomposition. En séparant la productivité végétale totale par groupe fonctionnel, les sphaignes se sont avérées visiblement plus productives dans les buttes et les platières que dans les dépressions, où l'on trouvait principalement des plantes vasculaires. La forte croissance des sphaignes a été attribuée à *Sphagnum papillosum* et à *Scirpus subterminalis* ainsi qu'à *Rhynchospora alba* pour les plantes vasculaires. La productivité moyenne de chaque espèce végétale pour l'ensemble des sites est présentée à l'Annexe 6.

3.4.1.2 Site D-2

Après le rabattement de la nappe phréatique à court terme, l'accumulation de la matière organique a suivi un gradient croissant (buttes < platières < dépressions; Figure 3.1). Toutefois, lorsque l'on compare les sites entre eux (Figure 3.2), seules les buttes du site D-2 présentaient une diminution réelle de l'accumulation de la matière organique. C'est la diminution de la croissance des sphaignes (et donc de la productivité végétale totale), sans diminution de la masse perdue par décomposition, qui était responsable de cette plus faible accumulation de la matière organique. Toutefois, lorsque l'on compare les coefficients de décomposition, ils sont nettement supérieurs dans les buttes (Figure 3.2). Dans les buttes du site D-2 et du site D-11, la nappe phréatique se situait à plus de 20 cm sous la surface du sol, ce qui correspond à une diminution de plus de 10 cm par rapport au site contrôle (Chapitre 2; Figure 2.1). D'autre part, la plus forte croissance de *Sphagnum papillosum* et de *Carex oligosperma* expliquent la productivité végétale supérieure des platières, comparativement aux buttes et aux dépressions (Figure 3.1).

3.4.1.2 Site D-11

Tout comme pour le site D-2, l'accumulation de la matière organique était supérieure dans les dépressions et inférieure dans les buttes (Figures 3.1 et 3.2). Dans les buttes, la faible production végétale totale se reflétait inévitablement par une plus petite masse perdue par décomposition. Néanmoins, les coefficients de décomposition étaient plus élevés dans les buttes. La productivité des buttes est principalement associée à la faible croissance de *Chamaedaphne calyculata* et des cypéracées et à l'absence des sphaignes. Cette diminution de la production végétale totale des buttes a été en partie compensée par une plus forte croissance des sphaignes dans les dépressions, ce qui n'a pas été le cas dans le site D-2 (Figures 3.1). Dans les platières et les dépressions, *Sphagnum papillosum*, *Sphagnum magellanicum* et *Carex oligosperma* ont présenté la meilleure productivité végétale.

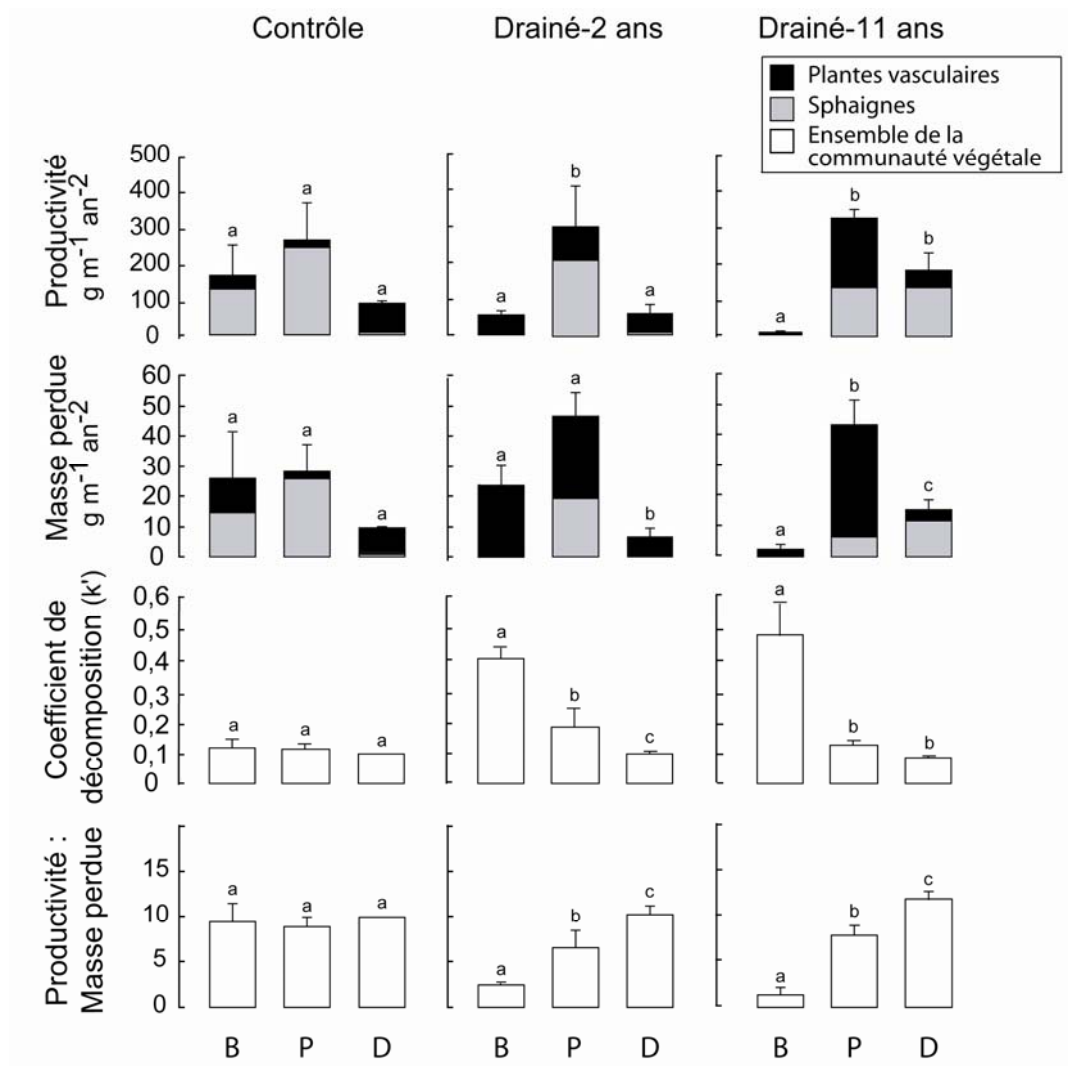


Figure 3.1. Moyennes (\pm erreurs types) de la productivité végétale totale, de la masse perdue par décomposition, des coefficients de décomposition et de l'accumulation (ratio production : masse perdue par décomposition) de la matière organique, en fonction des microhabitats (buttes, platières et dépressions) dans les différents sites ($n=3$). L'interaction « sites X microhabitats » est significative pour tous les paramètres (Annexe 5). Les différences de la végétation totale (sphaignes et plantes vasculaires) entre les microhabitats d'un même site sont indiquées par des lettres ($P < 0,05$). L'effet de la transformation racine carrée des valeurs de productivité, de masse perdue et des coefficients de décomposition a été enlevé pour présentation de ce graphique (données « détransformées »). B = Buttes, P = Platières, D = Dépressions

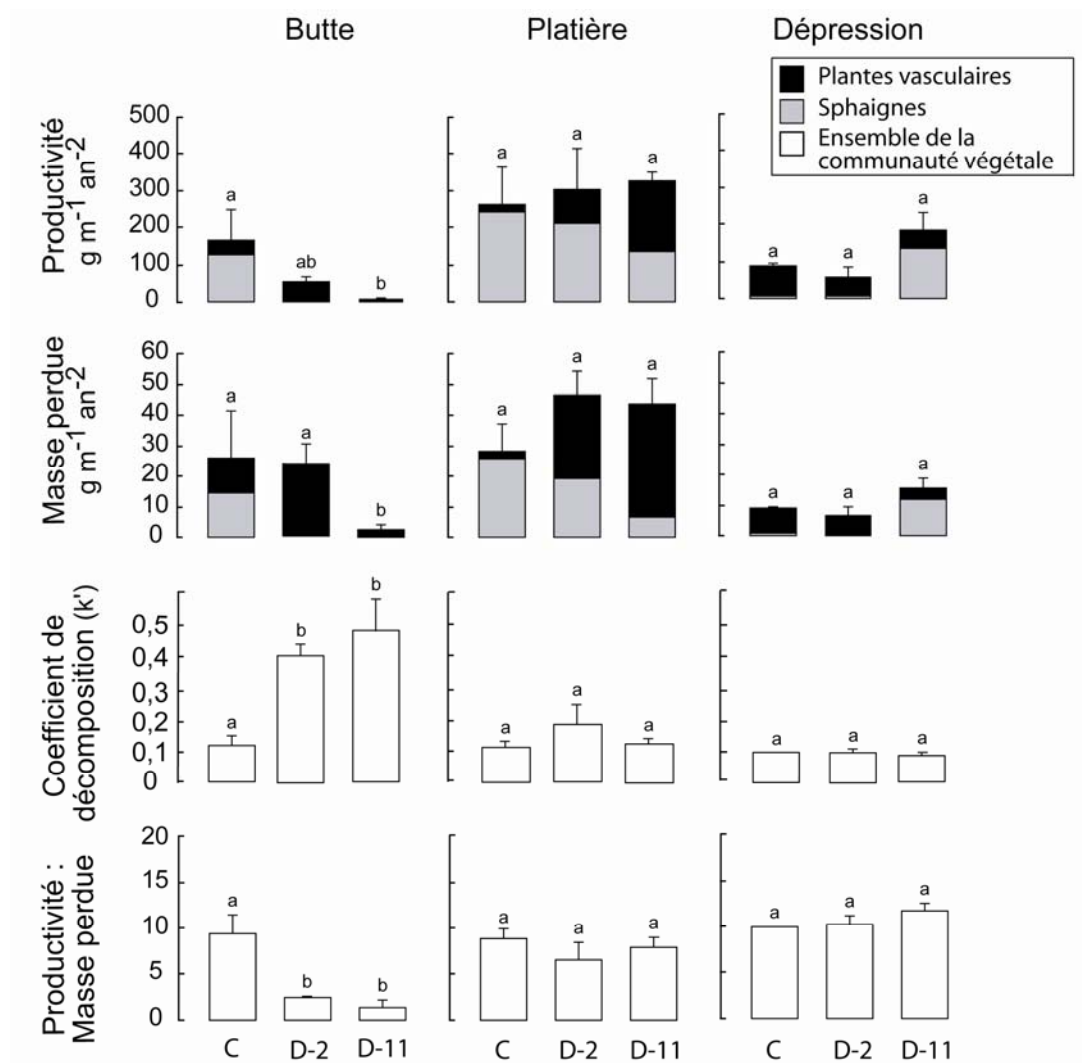


Figure 3.2. Moyennes (\pm erreurs types) de la productivité végétale totale, de la masse perdue par décomposition, des coefficients de décomposition et de l'accumulation (ratio production : masse perdue par décomposition) de la matière organique, en fonction des sites (contrôle, drainé-2 ans et drainé-11 ans) dans les différents microhabitats ($n=3$). Les valeurs sont identiques à celles de la Figure 3.1, mais elles sont regroupées par microhabitat plutôt que par site. L'interaction « sites X microhabitats » est significative pour tous les paramètres (Annexe 5). Pour chaque microhabitat, les différences de la végétation totale (sphaignes et plantes vasculaires) entre les sites sont indiquées par des lettres ($P < 0,05$). L'effet de la transformation racine carrée des valeurs de productivité, de masse perdue et des coefficients de décomposition a été enlevé pour présentation de ce graphique (données « détransformées »). C = Site contrôle, D-2 = Site drainé-2 ans, D-11 = Site drainé-11 ans.

3.4.2 Changements de l'accumulation de la matière organique en fonction de la productivité des sphaignes et des plantes vasculaires

Dans tous les sites, une plus grande accumulation de la matière organique n'était nécessairement reliée à une plus importante productivité des sphaignes. Par exemple, dans le site contrôle, la plus forte productivité des sphaignes dans les buttes et les platières comparativement aux dépressions ne correspondait pas à une augmentation de l'accumulation de la matière organique (Figure 3.1). Ensuite, bien que la productivité des sphaignes par rapport à celles des plantes vasculaires ait visuellement variée dans les platières des trois sites, l'accumulation de la matière organique est demeurée stable (Figure 3.2). Dans un autre exemple, l'accumulation de la matière organique a été principalement associée à la production des plantes vasculaires dans les dépressions du site contrôle et D-2 tandis qu'elle était associée à celle des sphaignes dans les dépressions du site D-11. Il est à remarquer que la proportion de masse perdue entre les sphaignes et les plantes vasculaires n'expliquait pas non plus les patrons d'accumulation.

Les erreurs types associés aux moyennes des microhabitats sont assez élevées pour plusieurs paramètres (Figures 3.1 et 3.2). Toutefois, l'amplitude des erreurs types n'est pas surprenante, car d'autres auteurs ont déjà noté des variations importantes des mesures de productivité végétale (Thormann et Bayley 1997b) et de taux de décomposition (Ohlson 1987). Il faudra évaluer si la prise d'un plus grand nombre d'échantillons devrait être nécessaire pour ce genre d'étude, quitte à diminuer le nombre de facteurs étudiés.

Comme le dispositif expérimental mis en place pour les calculs de l'accumulation de la matière organique ont nécessité des mesures des taux de décomposition de différents types de litière (sphaignes, cypéracées et arbuste), nous avons pu comparer les taux de décomposition des espèces avant et après l'abaissement du niveau d'eau. Ces informations permettront de mieux comprendre l'influence des conditions environnementales et de la composition de la litière sur les changements des taux de décomposition. Les résultats sont présentés à l'Annexe 7. Ces informations contribueront également à valider les processus de développement des tourbières boréales (Damman 1979; Malmer *et al.* 1994; Bauer 2004) et de formation des buttes et des dépressions, formes microtopographiques typiques des tourbières (Johnson et Damman 1991; Belyea 1996; Belyea et Clymo 2001).

3.5 DISCUSSION

3.5.1 Impacts potentiels d'un réchauffement climatique sur les microhabitats d'un fen pauvre

La simulation des conditions de sécheresse auxquelles seront éventuellement soumises les tourbières face au réchauffement climatique a permis d'en évaluer les impacts sur l'accumulation de la matière organique dans les principaux microhabitats d'une tourbière naturelle à mares. Le drainage expérimental d'un fen pauvre démontre que l'abaissement du niveau d'eau réduit la fonction d'accumulation des buttes (Figure 3.1). C'est la diminution de la productivité végétale des sphaignes à court terme, puis de la productivité des plantes vasculaires à plus long terme, couplée avec l'augmentation des coefficients de décomposition, qui ont entraîné la réduction de l'accumulation dans les buttes. Dans les platières, la diminution de l'accumulation n'est pas encore aussi évidente que dans les buttes. Il est possible que les platières et même les dépressions cessent d'accumuler de la matière organique mais seulement après une plus longue période d'abaissement du niveau d'eau. Étant donné que les conditions météorologiques de l'été 2004 étaient relativement similaires à celles des 30 dernières années (Whittington 2005), nous croyons que l'ensemble des changements observés dans cette étude sont effectivement reliés à l'abaissement artificiel du niveau d'eau.

Dans les buttes, la baisse artificielle du niveau d'eau a eu pour effet d'augmenter l'épaisseur de l'acrotelme et par conséquent, l'aération du substrat. Il est connu qu'une plus grande oxygénation favorise l'activité microbienne, stimulant ainsi le recyclage des nutriments et la décomposition, et par effet de cascade, diminuant l'accumulation de carbone (Laine *et al.* 1996, 2004; Waddington *et al.* 1998). Toutefois, dans les buttes des sites D-2 et D-11, la masse perdue par décomposition n'a pas augmenté. Ceci s'explique par le fait que la masse perdue est proportionnelle à la productivité végétale totale et ne tient pas compte de la matière organique déjà présente dans la tourbe (section 3.3.2.3). Elle sous-estime donc la quantité de matière organique décomposée. C'est la forte augmentation du coefficient de décomposition qui nous indique que les processus de décomposition étaient plus actifs dans les buttes des sites drainées. En ce sens, Strack *et al.* (2006) ont comparé les échanges gazeux entre la tourbière et l'atmosphère dans les sites contrôle et D-

11 et ont observé une nette augmentation du relâchement de CO₂ après drainage. Les buttes des sites drainés ne constituaient donc plus un réservoir de carbone, mais plutôt une source.

L'abaissement de la nappe phréatique a entraîné un effondrement de la surface du sol et un compactage de la tourbe dans les dépressions (-20 cm), les platières (-15 cm) et les buttes (-5 cm), tel qu'observé expérimentalement dans le site D-2 (Whittington et Price 2006). Cela a eu pour effet de garder la surface du sol relativement près de la nappe phréatique pour les plantes situées dans les dépressions et les platières, et ce, malgré la réduction de la superficie de la mare drainée expérimentalement et sa disparition à long terme. De façon comparable à nos résultats, Minkkinen et Laine (1998) ont déjà observé que les processus d'oxydation de la tourbe, à la suite du drainage, ont moins d'influence sur les taux d'accumulation de la matière organique que l'abaissement physique (compactage, compression) de la surface du sol. En conservant de bonnes conditions d'humidité, la décomposition de la litière est limitée et l'accumulation de la matière organique est favorisée. D'après les mesures d'échanges gazeux effectuées par Strack *et al.* (2006) au même site d'étude, les platières et les dépressions du site D-11 ont continué à agir comme réservoirs de CO₂ après l'abaissement de la nappe phréatique à long terme. D'autre part, dans les dépressions du site D-11, les bonnes conditions d'humidité ont permis aux sphaignes de coloniser le fond des mares et de reprendre leur croissance (Price *et al.* 2002; Campeau *et al.* 2004). Par contre, dans le site D-2, la colonisation des sphaignes dans les dépressions n'a pas eu lieu, étant donné le court laps de temps depuis le drainage.

3.5.2 Impact de la productivité végétale des plantes vasculaires par rapport à celle des sphaignes sur l'accumulation de la matière organique

On associe généralement la présence de tapis de sphaignes à une plus grande accumulation de la matière organique du fait qu'elles se décomposent habituellement plus lentement que les herbacées. Tolonen *et al.* (1992) et Thormann *et al.* (1999) ont même montré que les tourbières à sphaignes présentent une plus grande accumulation de tourbe et de carbone comparativement à celles sans sphaigne et à d'autres types de milieux humides. Sur l'ensemble des microhabitats des trois sites, nous avons observé visuellement qu'une plus grande productivité des sphaignes par rapport aux plantes vasculaires n'entraînait pas

forcément une plus grande accumulation de la matière organique. Même s'il est évident que la croissance d'espèces et de groupes fonctionnels mieux adaptés aux nouvelles conditions des microhabitats influencera la quantité et le type de litière tombant au sol (Lieffers 1988; Laiho *et al.* 2003; Laiho 2006) et de ce fait, l'accumulation de matière organique, il est préférable de calculer les changements des microhabitats sur l'ensemble de la communauté végétale.

3.5.4 Implications pour les futurs modèles d'accumulation de la tourbe

Notre étude apporte plusieurs nouvelles informations qui seront utiles à l'élaboration des futurs modèles prédictifs des changements de l'accumulation de la matière organique dans les tourbières boréales. Tout d'abord, notre étude démontre que les modèles doivent inclure les changements associés à chaque microhabitat de tourbière. La diminution de l'accumulation dans les buttes suggère que les tourbières canadiennes, qui présentent de grandes superficies de zones sèches, seront particulièrement affectées par le réchauffement climatique. Un suivi à plus long terme (plus de 15 ans) permettra de savoir si la fonction d'accumulation sera éventuellement altérée dans les platières et les dépressions. Par ailleurs, nos résultats indiquent que les modèles doivent tenir compte des changements de la productivité végétale totale des communautés des microhabitats que des changements spécifiques de la productivité des sphaignes versus celle des plantes vasculaires. Pour bien évaluer les impacts du réchauffement climatique sur l'écosystème de tourbière, il serait donc préférable d'effectuer des mesures sur l'ensemble des microhabitats.

3.6 REMERCIEMENTS

Nous aimerions remercier Mike Waddington qui a dirigé l'ensemble du projet et supervisé les travaux de drainage ainsi que Stéphanie Boudreau pour l'aide statistique. Nous voudrions également souligner l'implication d'Eeva-Stiina Tuittila, de Maria Strack et de Peter Whittington dans l'ensemble du projet. Nous remercions Marie-Ève Bérubé, Véronique Bouchard, Laurence Grandmont, Maxime Gravel et Rémy Pouliot pour leur aide sur le terrain et en laboratoire. Nous tenons également à souligner la collaboration de la compagnie Les Tourbes Nirom Peat Moss inc. pour l'accès à la tourbière. Cette étude a été

supportée par la Fondation canadienne pour les sciences du climat et de l'atmosphère (MW, LR) et le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (LR, CSA).

CHAPITRE 4

DISCUSSION – CONCLUSIONS GÉNÉRALES

4.1 APPORTS DE L'ÉTUDE

4.1.1 Changements de la végétation et de l'accumulation de la matière organique dans les tourbières minérotrophes boréales pauvres du Canada en réponse au réchauffement climatique

La présente étude a permis de vérifier expérimentalement les impacts potentiels du réchauffement climatique dans une tourbière minérotrophe pauvre selon le scénario proposé par Roulet *et al.* (1992). Les réponses de la végétation et de l'indice d'accumulation de la matière organique à l'échelle microtopographique et à l'échelle temporelle apportent à la communauté scientifique de nouvelles informations sur la façon dont les tourbières à sphaignes et les fens boréaux et subarctiques canadiens (excluant ceux de la région de la Baie James et des régions maritimes) réagiront face au réchauffement climatique.

Mes résultats démontrent que la végétation des tourbières sera modifiée à la suite du réchauffement climatique. Bien que les changements de végétation seront observables dans tous les microhabitats, ils s'opéreront plus vite dans les platières et les dépressions (Chapitre 2; Figure 2.3). À l'échelle des tourbières minérotrophes boréales pauvres et des tourbières à sphaignes du Canada, mes résultats démontrent que les changements de végétation se produiront plus rapidement dans les tourbières plus humides, où la nappe phréatique se situe près de la surface du sol. À l'inverse des changements de végétation, l'accumulation de la matière organique subira des modifications uniquement dans les buttes, où elle diminuera (Chapitre 3; Figure 3.1). L'accumulation de matière organique demeurera inchangée dans les platières et les dépressions. Ainsi, les tourbières contenant une grande proportion de buttes ou présentant une nappe phréatique profonde (à plus de 20 cm selon notre étude) répondront rapidement au réchauffement climatique en diminuant leur potentiel d'accumulation de la matière organique.

Dans les tourbières minérotrophes, l'enrichissement en minéraux par les eaux de ruissellement créent les conditions nécessaires au développement de communautés végétales particulières (Kotowski *et al.* 2001). Thormann *et al.* (1998) ont suggéré qu'à la suite d'un abaissement du niveau d'eau, la quantité d'eau de ruissellement diminuerait, réduisant par conséquent les apports en nutriments. Cet appauvrissement des fens

s'observerait par des changements de végétation, comme le remplacement des mousses brunes par des espèces mieux adaptées aux milieux pauvres, comme les sphaignes. Sous ces conditions, une initiation ou une accélération des processus d'ombrotrophication pourrait s'opérer. Les résultats obtenus dans le cadre de mon étude ne corroborent pas entièrement cette hypothèse. En effet, dans les dépressions du site drainé-11 ans (D-11), le couvert des sphaignes et des hépatiques ainsi que la productivité des sphaignes sont supérieurs à ceux du site contrôle (Chapitre 2; Tableau 2.2 et Chapitre 3; Figure 3.2). Dans les platières du site drainé à long terme (D-11), le couvert des sphaignes est semblable à celui du site contrôle tandis que le couvert des plantes vasculaires lui est supérieur (Chapitre 2; Tableau 2.2), grâce à la colonisation d'espèces de milieux secs et humides (Chapitre 2; Figure 2.3). Contrairement à Thormann *et al.* (1998), je crois que comme la nappe phréatique est demeurée près de la surface du sol dans les platières et les dépressions du site D-11 (Chapitre 2; Figure 2.1), il n'y a pas eu de diminution drastique de l'apport des nutriments aux plantes par les eaux de ruissellement. Des signes d'assèchement sont toutefois observables dans les buttes du site D-11. On y note un plus fort couvert d'éricacées et de cypéracées que dans le site contrôle, ainsi qu'un couvert (Chapitre 2; Tableau 2.2) et une croissance des sphaignes inférieurs (Chapitre 3; Figure 3.2).

À la lumière de l'ensemble des résultats, on n'observe pas de façon explicite de remplacement des espèces de fens pauvres par des espèces de bogs sur l'ensemble des sites drainés. Les communautés végétales y sont demeurées similaires à celles du site contrôle et de la majorité des tourbières minérotrophes pauvres. Néanmoins, la plus forte abondance des sphaignes dans les microhabitats plus humides et leur plus faible représentation dans les buttes, de même que le couvert plus élevé des éricacées dans les buttes, pourraient être des signes que la végétation des sites drainés évoluerait pour ressembler davantage à celle des bogs. Cela dit, l'ensemble de mes résultats ne me permet pas de conclure que le réchauffement climatique transformera les fens pauvres en bogs. La ressemblance avec la végétation de bogs, si elle devait se produire, serait probablement plus évidente après une plus longue période d'abaissement de la nappe phréatique. Par ailleurs, il ne faut pas oublier que les fens pauvres présentent à la base une végétation assez similaire à celle des bogs (Malmer *et al.* 1992). J'aurais donc peut-être observé une évolution plus évidente de

la végétation si cette étude avait été menée dans un fen riche, où les communautés végétales diffèrent davantage de celles des bogs.

4.1.2 Intégration des réponses de la végétation et de l'accumulation de la matière organique dans les modèles prédictifs de changement climatique

Bien que les changements du cycle biogéochimique des tourbières face au réchauffement climatique demeurent incertains (Moore *et al.* 1998), cette étude apporte de nouvelles informations qui pourront être intégrées aux modèles prédictifs qui guident les prises de décisions gouvernementales. Actuellement, le Canada met en place de nouvelles stratégies visant la réduction de ses gaz à effet de serre (GES). Selon le protocole de Kyoto, entre 2008 et 2012, le Canada devrait réduire de 6 % ses émissions de GES par rapport au niveau de 1990 (UNFCCC 2006). Comme les tourbières sont considérées comme l'un des plus importants puits de carbone terrestres, l'intégration des tourbières dans les politiques et les stratégies canadiennes visant la réduction des émissions de GES est à souhaiter. Actuellement, les enjeux relatifs à l'inclusion des tourbières dans les politiques canadiennes demeurent complexes (Roulet 2000) à cause, entre autres, de la difficulté à quantifier leur capacité en tant que réservoir de carbone terrestre ainsi que leurs échanges de CO₂ et de CH₄ avec l'atmosphère. Néanmoins, si les tourbières sont incluses dans les politiques canadiennes, mes résultats démontrent que l'intégration des réponses spécifiques des microhabitats permettrait de bonifier et de préciser les modèles de changement des tourbières. Par exemple, les calculs relatifs au changement d'accumulation du carbone devront tenir compte du fait que dans les fens pauvres, les microhabitats de buttes n'accumuleront probablement plus autant de matière organique (Chapitre 3), ni, par conséquent, de carbone terrestre, contrairement aux platières et aux dépressions.

4.2 LIMITES DE LA MÉTHODOLOGIE

4.2.1 Simulation du réchauffement climatique par drainage expérimental

L'abaissement de la nappe phréatique des tourbières en réponse au réchauffement climatique ne s'opérera pas aussi rapidement que celui simulé expérimentalement dans cette étude, mais s'échelonnnera sur plusieurs dizaines années. Les plantes auront davantage

de temps pour s'adapter aux nouvelles conditions de sécheresse. Ensuite, bien que le modèle de Roulet *et al.* (1992) tienne compte de l'augmentation de la concentration de CO₂ dans l'atmosphère, de la température de l'air et de la température du sol lors du calcul de l'abaissement de la nappe phréatique dans les fens canadiens, je n'ai pas testé directement les réponses des plantes face à chacun de ces facteurs. Néanmoins, je juge que les résultats obtenus dans cette étude sont représentatifs des futurs changements parce que l'hydrologie est l'un des facteurs influençant le plus l'écologie et le cycle du carbone des tourbières (Vitt 1994; Moore *et al.* 1998; Price et Waddington 2000). Par ailleurs, je considère qu'un abaissement éventuel de 14 à 20 cm de la nappe phréatique, tel que proposé par le modèle de Roulet *et al.* (1992), n'est pas invraisemblable ni exagéré. En période de sécheresse, la nappe phréatique des tourbières naturelles peut descendre à plus de 20 cm par rapport à son niveau initial (Moorhead 2003). À mon avis, la reproduction du modèle de Roulet *et al.* (1992) est justifié et nous donne des indications pertinentes permettant de mieux comprendre les futurs changements que subiront les tourbières à sphaignes au Canada.

4.2.2 Mesures de productivité végétale

Dans les mesures de productivité, l'exclusion des espèces à faible couvert, des mesures de la croissance radiale des espèces pérennes et de la litière tombée au sol a inévitablement entraîné une sous-estimation de la productivité totale des communautés végétales. Ainsi, les études de Szumigalski et Bayley (1996a) et de Thormann et Bayley (1997b), où toutes ces mesures de productivité étaient incluses, présentent des taux de productivité deux fois plus élevés que ceux de mon étude. Toutefois, ces différences peuvent s'expliquer par le fait que ces études se sont déroulées dans l'Ouest canadien, donc sous un climat différent de celui du Québec. Par ailleurs, notre étude ne tient pas compte de la productivité végétale des parties souterraines. À partir des données de plusieurs tourbières de l'Ouest canadien et des États-Unis, Campbell *et al.* (2000) ont estimé que la productivité souterraine représente 50 % de la productivité aérienne des plantes. Selon cette estimation, la productivité totale du site contrôle serait de 260 g m⁻² an⁻¹, de 258 g m⁻² an⁻¹ pour le site D-11 et de 210 g m⁻² an⁻¹ pour le site drainé-2 ans (D-2). En somme, l'inclusion de toutes ces mesures de productivité pourrait aider à prévoir plus

précisément les changements d'accumulation de la matière organique face au réchauffement du climat canadien.

4.2.3 Utilisation des sacs de décomposition

L'inclusion des capitula des sphaignes dans les sacs de décomposition a probablement entraîné une surestimation des taux de décomposition, car les capitula des sphaignes se décomposent quatre fois plus rapidement que les tiges (Clymo 1965). En ce sens, plusieurs auteurs, comme Rochefort *et al.* (1990) et Thormann et Bayley (1997b), ont retiré les capitula des sphaignes des sacs de décomposition. Par ailleurs, la taille des mailles des sacs, la profondeur à laquelle ils ont été placés, la période de temps durant laquelle ils sont demeurés dans le sol ainsi que le traitement des échantillons (temps et température de séchage) sont tous des facteurs qui ont pu influencer les valeurs obtenues pour les taux de décomposition (Johnson et Damman 1991, 1993). La prudence est donc de mise si l'on veut comparer les taux de décomposition obtenus ici avec ceux provenant d'autres études. Cela dit, j'ai fabriqué et manipulé tous les sacs de la même façon afin d'avoir des outils identiques de comparaison entre les microhabitats des trois sites. De plus, le matériel végétal des sacs de décomposition a été récolté en une seule sortie sur le terrain, en novembre 2003. Finalement, j'ai placé les sacs en dessous de la surface du sol afin de reproduire les conditions de décomposition auxquelles la litière est soumise. Le fait que les sphaignes ont été mises dans des sacs en nylon, avec des mailles de 0,2 mm et les plantes vasculaires dans des sacs en fibre de verre, avec des mailles de 1mm, n'a pas empêché la comparaison des taux de décomposition entre ces deux groupes fonctionnels. Pour le choix du matériel de fabrication des sacs, il importe peu tant que ce dernier demeure inaltérable lors des manipulations. Pour la taille des mailles, celle-ci doit être ajustée à la grosseur et à la friabilité du matériel végétal. Des mailles trop petites limitent l'accès au matériel végétal par les organismes décomposeurs tandis que des mailles trop grandes entraînent la perte de matériel lors des manipulations.

4.2.4 Changements de la végétation en équivalent de gramme de carbone

Les valeurs de productivité et de décomposition mesurées dans le cadre de cette étude n'ont pas été transformées en équivalents de gramme de carbone, contrairement à ce que font d'autres auteurs tels Minkinen *et al.* 1999 et Thormann *et al.* 1999. Cette transformation m'aurait permis de quantifier plus spécifiquement les changements de l'allocation du carbone dans son cycle biogéochimique, mais elle n'était pas absolument nécessaire compte tenu que notre objectif principal était d'estimer le ratio productivité/décomposition. Mes conclusions face aux changements futurs du cycle du carbone doivent donc être interprétées prudemment.

4.3 FUTURES AVENUES DE RECHERCHE

4.3.1 Intégration des réponses des microhabitats dans les modèles de prédictions

Il serait pertinent de comparer les prédictions de modèles avec et sans les réponses spécifiques de chaque microhabitat afin de juger de l'importance de leur intégration dans les modèles de prédictions des changements des tourbières. Si on tient compte de la réponse de chaque microhabitat, la proportion de chacun d'entre eux dans une tourbière déterminerait le bilan global de ses changements. Alors, l'utilisation de photos aériennes et d'images satellites permettrait de déterminer la superficie de chaque microhabitat, ce qui faciliterait le calcul de ce bilan.

4.3.2 Changements de la microtopographie

Il serait intéressant de relier les changements de la productivité végétale, des taux de décomposition et d'accumulation de la matière organique à ceux de la microtopographie du sol. Par exemple, la colonisation par de nouvelles plantes vasculaires pérennes pourrait offrir un support à la croissance des sphaignes, favorisant ainsi la formation de buttes (Belyea et Clymo 1998). À l'inverse, des changements de microtopographie modifieraient les conditions environnementales du milieu en limitant, par exemple, l'accès des espèces végétales à la nappe phréatique (Weltzin *et al.* 2001). Dans le cadre de la présente étude, le site D-2 ans serait idéal pour effectuer ce type de suivi.

4.3.3 Suivi des changements de la végétation sur une plus longue période

Dans cette étude, j'associe le site D-2 à des changements à court terme et le site D-11 ans à des changements à plus long terme. Néanmoins, ces laps de temps sont relativement courts comparativement à d'autres études qui se sont intéressées à la dynamique de la végétation sur une plus longue période de temps. Par exemple, dans une étude paléoécologique, Ritchie (1986) définit les changements à court terme comme ceux qui ont eu lieu sur une période de 20 ans ou moins. En Finlande, plusieurs études comme celle de Minkkinen et Laine (1998) portent sur des tourbières qui ont été drainées il y a plus de cinquante ans. Un suivi à long terme des sites drainés me permettrait de relever des changements au niveau des espèces à croissance plus lente, comme l'augmentation du couvert des arbres et des arbustes. La croissance à plus long terme de ces espèces pourrait modifier les bilans d'accumulation de la matière organique par la capture du carbone dans les tissus ligneux (Minkkinen et Laine 1998; Minkkinen *et al.* 1999), ainsi que l'ensemble des conditions environnementales des microhabitats. Il serait donc pertinent de mettre en place un suivi à long terme des changements des tourbières face au réchauffement climatique.

4.3.4 Comparaisons des changements entre les différents types de tourbières

La comparaison de mes résultats avec ceux provenant d'études sur d'autres types de tourbières me permet de mieux juger de la sensibilité des fens face au réchauffement climatique. Ainsi, les fens seraient plus sensibles aux modifications du système hydrologique (Kotowski *et al.* 2001) et présenteraient une plus faible résistance aux changements du climat que les bogs (Moore *et al.* 1998; Bridgham *et al.* 1999; Minkkinen *et al.* 1999). Dans les bogs, les espèces végétales sont mieux adaptées au stress hydrique, compte tenu que l'acrotelme y est souvent plus épais que dans les fens et que les plantes sont exclusivement alimentées par les eaux de pluie (Payette 2001). Par ailleurs, les changements qui surviendraient dans les tourbières boréales devraient différer de ceux ayant lieu dans les tourbières arctiques. La fonte du pergélisol, l'augmentation des fluctuations et de la hauteur de la nappe phréatique, l'érosion des thermokarsts et la formation de mares et d'étangs modifieraient différemment la végétation des tourbières arctiques (Gorham 1991; Camill 1999). Par exemple, les zones à permafrost discontinu,

dominées par des forêts de *Picea mariana*, pourraient être remplacées par des bogs et des fens (Camill 1999). Camill (2001) estime également que l'accumulation de la tourbe doublera lors de la fonte du pergélisol dans les zones nordiques. Il semble donc que les tourbières arctiques et les fens seraient plus sensibles au réchauffement climatique tandis que les bogs seraient plus résilients. Actuellement, les études comparatives entre les différents types de tourbières sont peu nombreuses et il serait très intéressant de comparer, par exemple, les changements de l'accumulation de la matière organique entre eux.

4.3.5 Impacts du changement de végétation sur l'ensemble de l'écosystème des tourbières

À la suite d'un abaissement de la nappe phréatique survenant pendant le réchauffement climatique, il est évident que les changements de la dynamique de la végétation tels qu'observés dans cette étude affecteront à leur tour les conditions environnementales des microhabitats. Plusieurs auteurs, tels Camill (1999) et Weltzin *et al.* (2000), ont même proposé que les changements des espèces et des groupes fonctionnels face au réchauffement climatique puissent éventuellement influencer le fonctionnement global des écosystèmes de tourbières. Par exemple, une modification de la végétation changera le mode de vie de certaines espèces animales de même que les ressources alimentaires, ce qui affectera l'ensemble de la chaîne trophique (Bridgham *et al.* 1999; Weltzin *et al.* 2000; Root *et al.* 2003). Il serait intéressant de suivre la série de changements que provoquera la modification de la végétation sur l'ensemble de l'écosystème des tourbières.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Aerts, R., J. T. A. Verhoeven, et D. F. Whigham. 1999. Plant-mediated controls on nutrient cycling in temperate fens and bogs. *Ecology* **80**:2170-2181.
- Alm, J., A. Talanov, S. Saarnio, J. Silvola, E. Ikkonen, H. Aaltonen, H. Nykänen, et P. J. Martikainen. 1997. Reconstruction of the carbon balance for microsites in a boreal oligotrophic pine fen, Finland. *Oecologia* **110**:423-431.
- Anderson, L. E., et H. A. Crum. 1981. Mosses of the Eastern North America. Columbia University Press, New York, USA.
- 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 and Biochemistry* **38**:1375-1387.
- Andrus, R. E., D. J. Wagner, et J. E. Titus. 1983. Vertical zonation of *Sphagnum* mosses along hummock-hollow gradients. *Canadian Journal of Botany* **61**:3128-3139.
- Armentano, T. V., et E. S. Menges. 1986. Patterns of change in the carbon balance of organic soil-wetlands of the temperate zone. *Journal of Ecology* **74**:755-774.
- Barbour, M. G., J. H. Burk, W. D. Pitts, S. M.W., et F. Gilliam. 1998. Terrestrial plant ecology, 3^{ème} édition. Addison Wesley Longman, Menlo Park, USA.
- Bartsch, I., et T. R. Moore. 1985. A preliminary investigation of primary production and decomposition in four peatlands near Schefferville, Québec. *Canadian Journal of Botany* **63**:1241-1248.
- Bauer, I. 2004. Modelling effects of litter quality and environment on peat accumulation over different time-scales. *Journal of Ecology* **92**:661-674.
- Belyea, L. R. 1996. Separating the effects of litter quality and microenvironment on decomposition rates in a patterned peatland. *Oikos* **77**:529-539.
- Belyea, L. R., et R. S. Clymo. 1998. Do hollows control the rate of peat bog growth? Pages 55-65 *dans* V. Standen, J. H. Tallis, and R. Meade, éditeurs. Patterned mires and mire pools. British Ecological Society, London, United Kingdom.
- Belyea, L. R., et R. S. Clymo. 2001. Feedback control of the rate of peat formation. *Proceedings of the Royal Society of London: Biological Sciences* **268**:1315-1321.
- Bragazza, L., et R. Gerdol. 1996. Response surfaces of plant species along water-table depth and pH gradients in a poor mire on the southern Alps (Italy). *Annales Botanici Fennici* **33**:11-20.

- Bridgman, S. D., J. Pastor, K. Updegraff, T. J. Malterer, K. Johnson, C. Harth, et J. Chen. 1999. Ecosystem control over temperature and energy flux in northern peatlands. *Ecological Applications* **9**:1345-1358.
- Brinson, M. M., A. E. Lugo, et S. Brown. 1981. Primary productivity, decomposition and consumer activity in freshwater wetlands. *Annual Review of Ecology and Systematics* **12**:123-161.
- Bubier, J. L. 1995. The relationship of vegetation to methane emission and hydro-chemical gradients in northern peatlands. *Journal of Ecology* **83**:403-420.
- Bubier, J. L., T. R. Moore, et S. Juggins. 1995. Predicting methane emissions from bryophyte distribution in northern Canadian peatlands. *Ecology* **76**:677-693.
- Bubier, J. L., G. Bhatia, T. R. Moore, N. T. Roulet, et P. M. Lafleur. 2003. Spatial and temporal variability in growing-season net ecosystem carbon dioxide exchange at a large peatland in Ontario, Canada. *Ecosystems* **6**:353-367.
- Buteau, P., N. Dignard, et P. Grondin. 1994. Système de classification des milieux humides du Québec. MB 94-01, Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles du Québec.
- Camill, P. 1999. Patterns of boreal permafrost peatland vegetation across environmental gradients sensitive to climate warming. *Canadian Journal of Botany* **77**:721-733.
- Camill, P., J. A. Lynch, J. S. Clark, J. B. Adams, et B. Jordan. 2001. Changes in biomass, aboveground net primary production, and peat accumulation following permafrost thaw in the boreal peatlands of Manitoba, Canada. *Ecosystems* **4**:461-478.
- Campbell, C., D. H. Vitt, L. A. Halsey, I. D. Campbell, M. N. Thormann, et S. E. Bayley. 2000. Net primary production and standing biomass in northern continental wetlands. Canadian Forestry Service Information Report NOR-X-369, Canadian Forestry Service, Edmonton, Canada.
- Campbell, D. R., et L. Rochefort. 2001. La végétation : gradients. Pages 129-140 *dans* S. Payette et L. Rochefort, éditeurs. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Québec, Canada.
- Campeau, S., L. Rochefort, et J. S. Price. 2004. On the use of shallow basins to restore cutover peatlands: Plant establishment. *Restoration Ecology* **12**:471-482.
- Carroll, P. C., et P. M. Crill. 1997. Carbon balance of a temperate poor fen. *Global Biogeochemical Cycles* **11**:349-356.
- Chapin III, F. S., G. R. Shaver, A. E. Giblin, K. J. Nadelhoffer, et J. A. Laundre. 1995. Responses of arctic tundra to experimental and observed changes in climate. *Ecology* **76**:694-711.

- Charman, D. 2002. Peatlands and environmental change. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, United Kingdom.
- Clymo, R. S. 1963. Ion exchange in *Sphagnum* and its relation to bog ecology. *Annals of Botany* **27**:309-324.
- Clymo, R. S. 1965. Experiments on breakdown of *Sphagnum* in two bogs. *Journal of Ecology* **53**:747-758.
- Clymo, R. S. 1970. The growth of *Sphagnum*: methods of measurement. *Journal of Ecology* **58**:13-49.
- Clymo, R. S. 1984. *Sphagnum* dominated peat bog: a naturally acid ecosystem. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences* **305**:487-499.
- Clymo, R. S., et P. M. Hayward. 1982. The ecology of *Sphagnum*. Pages 229-289 *dans* A. J. E. Smith, éditeur. *Bryophyte ecology*. Chapman & Hall, London, United Kingdom.
- Coulson, J. C., et J. Butterfield. 1978. An investigation of the biotic factors determining the rates of plant decomposition on blanket bog. *Journal of Ecology* **66**:631-650.
- Damman, A. W. H. 1971. Effect of vegetation changes on the fertility of a Newfoundland forest site. *Ecological Monographs* **41**:253-270.
- Damman, A. W. H. 1979. Geographic patterns in peatland development in eastern North America. Pages 42-58 *dans* Proceedings of the International Symposium on Classification of Peat Society. International Peat Society, Hyvitiälä. Finland.
- Ehrenfeld, J. G., B. Ravit, et K. Elgersma. 2005. Feedback in the plant-soil system. *Annual Review of Environment and Resources* **30**:75-115.
- Ellis, C. J., et J. H. Tallis. 2000. Climatic control of blanket mire development at Kentra Moss, north-west Scotland. *Journal of Ecology* **88**:869-889.
- Environment Canada. *Canadian Climate Normals*, (page consultée le 12 décembre 2006), [En ligne], adresse URL : http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca/climateData/canada_f.html
- Farrish, K. W., et D. F. Grigal. 1985. Mass loss in a forested bog: relation to hummock and hollow microrelief. *Canadian Journal of Soil Science* **65**:375-378.
- Freeman, C., M. A. Lock, et B. Reynolds. 1993. Fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O from a Welsh peatland following simulation of water table draw-down: potential feedback to climatic change. *Biogeochemistry* **19**:51-60.

- Freeman, C., G. Liska, N. J. Ostle, M. A. Lock, B. Reynolds, et J. Hudson. 1996. Microbial activity and enzymic decomposition processes following peatland water table drawdown. *Plant and Soil* **180**:121-127.
- Gauthier, R. 1980. La végétation des tourbières et les sphaignes du parc des Laurentides. *Études écologiques* **3**:1-634.
- Gauthier, R. 2001. Les sphaignes. Pages 91-127 *dans* S. Payette et L. Rochefort, éditeurs. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Québec, Canada.
- Gerdol, R. 1995. The growth dynamics of *Sphagnum* based on field measurements in a temperate bog and on laboratory cultures. *Journal of Ecology* **83**:431-437.
- Gignac, L. D. 2001. New frontiers in Bryology and Lichenology: Bryophytes as indicators of climate change. *The Bryologist* **104**:410-420.
- Gignac, L. D., L. A. Halsey, et D. H. Vitt. 2000. A bioclimatic model for the distribution of *Sphagnum*-dominated peatlands in North America under present climatic conditions. *Journal of Biogeography* **27**:1139-1151.
- 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. 1992. Concepts of fen and bog re-examined in relation to bryophyte cover and the acidity of surface waters. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* **61**:7-20.
- Gorham, E., S. E. Bayley, et D. W. Schindler. 1984. Ecological effects of acid deposition upon peatlands: a neglected field in "acid-rain" research. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **41**:1256-1268.
- Gorham, E., J. A. Janssens, et P. H. Glaser. 2003. Rates of peat accumulation during the postglacial period in the 32 sites from Alaska to Newfoundland, with special emphasis on northern Minnesota. *Canadian Journal of Botany* **81**:429-438.
- 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.
- Hilbert, D. W., N. T. Roulet, et T. R. Moore. 2000. Modelling and analysis of peatlands as dynamical systems. *Journal of Ecology* **88**:230-242.
- Holling, C. S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* **4**:1-23.

- Hotanen, J. P., H. Nousiainen, et P. Paalamo. 1999. Vegetation succession and diversity on Teuravuoma experimental drainage area in northern Finland. *Suo* **50**:55-82.
- Hulbert, S. H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* **54**:187-211.
- Ingram, H. A. P. 1978. Soil layers in mires: function and terminology. *Journal of Soil Science* **29**:224-227.
- Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC, (page consultée le 8 avril 2007), [En ligne], adresse URL : <http://ipcc-wg1.ucar.edu/index.html>
- Johnson, L. C., et A. W. H. Damman. 1991. Species-controlled *Sphagnum* decay on a South Swedish raised bog. *Oikos* **61**:234-242.
- Johnson, L. C., et A. W. H. Damman. 1993. Decay and its regulation in *Sphagnum* peatlands. *Advances in Bryology* **5**:249-296.
- Kotowski, W., et R. van Diggelen. 2004. Light as an environmental filter in fen vegetation. *Journal of Vegetation Science* **15**:583-594.
- Kotowski, W., J. van Andel, R. van Diggelen, et J. Hogendorf. 2001. Responses of fen plant species to groundwater level and light intensity. *Plant Ecology* **155**:147-156.
- 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.
- Laiho, R. 2006. Decomposition in peatlands: Reconciling seemingly contrasting results on the impacts of lowered water levels. *Soil Biology and Biochemistry* **38**:2011-2024.
- Laine, J., et I. Vanha-Majamaa. 1992. Vegetation ecology along a trophic gradient on drained pine mires in southern Finland. *Annales Botanici Fennici* **29**:213-233.
- 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, I. Savolainen, J. Sinisalo, et P. J. Martikainen. 1996. Effect of water-level drawdown on global climatic warming: northern peatlands. *Ambio* **25**:179-184.
- Laine, J., V-M. Komulainen, R. Laiho, K. Minkkinen, A. Rasinmäki, T. Sallantausta, S. Sarkkola, N. Silvan, K. Tolonen, E.-S. Tuittila, H. Vasander, et J. Päivänen. 2004. *Lakkasuo - a guide to mire ecosystem*. Department of Forest Ecology, University of Helsinki, Helsinki, Finland.

- Lappalainen, E. 1996. General review on world peatland and peat resources. Pages 53-56 dans E. Lappalainen, éditeur. Global Peat Resources. International Peat Society and Geological Survey of Finland, Jyska, Finland.
- Laprise, D., et S. Payette. 1987. Évolution récente d'une tourbière à pales (Québec subarctique) : analyse cartographique et dendrochronologique. Canadian Journal of Botany. **66**:2217-2227.
- Lepš, J., et P. Šmilauer. 1999. Multivariate Analysis of Ecological Data. Faculty of Biological Sciences, University of South Bohemia, Czech Republic.
- Li, Y., et D. H. Vitt. 1995. The dynamics of moss establishment: temporal responses to a moisture gradient. Journal of Bryology **18**:677-687.
- Lieffers, V. J. 1988. *Sphagnum* and cellulose decomposition in drained and natural areas of an Alberta peatland. Canadian Journal of Soil Science **68**:755-761.
- Luken, J. O. 1985. Zonation of *Sphagnum* mosses: interactions among shoot growth, growth form, and water balance. The Bryologist **88**:374-379.
- Malmer, N. 1986. Vegetational gradients in relation to environmental conditions in northwestern European mires. Canadian Journal of Botany **64**:375-383.
- 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.
- Malmer, N., B. N. Svensson, et B. Wallén. 1994. Interactions between *Sphagnum* mosses and field layer vascular plants in the development of peat forming systems. Folia Geobotanica et Phytotaxonomica **29**:483-496.
- Malmer, N., C. Albinsson, B. M. Svensson, et B. Wallén. 2003. Interferences between *Sphagnum* and vascular plants: effects on plant community structure and peat formation. Oikos **100**:469 - 482.
- Marie-Victorin, F. 1964. Flore Laurentienne., 2^e édition. Les Presses de l'Université de Montréal, Montréal, Québec, Canada.
- Minkkinen, 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.
- Minkkinen, 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.
- Mitchell, J. F. B. 1989. The "greenhouse" effect and climatic change. Reviews of Geophysics **27**:115-139.

- Moore, T. R. 1989. Plant production, decomposition, and carbon efflux in a subarctic patterned fen. *Arctic and Alpine Research* **21**:156-162.
- 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. *Journal of Soil Science* **44**:651-664.
- Moore, T. R., N. T. Roulet, et J. M. Waddington. 1998. Uncertainty in predicting the effect of climatic change on the carbon cycling on Canadian peatlands. *Climatic change* **40**:229-245.
- Moorhead, K. K. 2003. Effects of drought on the water-table dynamics of a southern Appalachian mountain floodplain and associated fen. *Wetlands* **23**:792-799.
- Ohlson, M. 1987. Spatial variation in decomposition rate of *Carex rostrata* leaves on a Swedish Mire. *Journal of Ecology* **75**:1191-1197.
- Pastor, J., J. D. Aber, C. A. McClaugherty, et J. M. Melillo. 1984. Aboveground production and N and P cycling along a nitrogen mineralization gradient on Blackhawk Island, Wisconsin. *Ecology* **65**:256-268.
- Pastor, J., B. Peckman, S. D. Bridgham, J. F. Weltzin, et J. Chen. 2002. Plant community dynamics, nutrient cycling, and alternative stable equilibria in peatlands. *American Naturalist* **160**:553-568.
- Payette, S. 2001. Les principaux types de tourbières. Pages 39-89 *dans* S. Payette et L. Rochefort, éditeurs. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Québec, Canada.
- Peng, C. H., J. Guiot, et E. Van Campo. 1998. Estimating changes in terrestrial vegetation and carbon storage: using palaeoecological data and models. *Quaternary Science Reviews* **17**:719-735.
- Prentice, I. C. 1986. Vegetation responses to past climatic variation. *Vegetatio* **67**:131-141.
- Price, J. S., et J. M. Waddington. 2000. Advances in Canadian wetland hydrology and biogeochemistry. *Hydrological Processes* **14**:1579-1589.
- Price, J. S., L. Rochefort, et S. Campeau. 2002. Use of shallow basins to restore cutover peatlands: hydrology. *Restoration Ecology* **10**:259-266.
- Proctoc, M. C. F. 2000. The bryophyte paradox: tolerance of desiccation, evasion of drought. *Plant Ecology* **151**:41-49.
- Reader, R. J. 1978. Primary production in northern bog marshes. Pages 53-62 *dans* R. E. Good, D. F. Whigham, et R. L. Simpson, éditeurs. *Freshwater wetlands: ecological processes and management potential*. Academic Press. New York, New York, USA.

- Reader, R. J., et J. M. Stewart. 1972. The relationship between net primary production and accumulation for a peatland in southeastern Manitoba. *Ecology* **53**:1024-1037.
- Ritchie, J. C. 1986. Climate change and vegetation response. *Vegetatio* **67**:65-74.
- Rochefort, L., D. H. Vitt, et S. E. Bayley. 1990. Growth, production, and decomposition dynamics of *Sphagnum* under natural and experimentally acidified conditions. *Ecology* **71**:1986-2000.
- Root, T. L., J. T. Price, K. R. Hall, S. H. Schneider, C. Rosenzweig, et J. A. Pounds. 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* **421**:57-60.
- Roulet, N. T. 2000. Peatlands, carbon storage, greenhouse gases and the Kyoto Protocol: prospects and significance for Canada. *Wetlands* **20**:605-615.
- Roulet, N. T., T. R. Moore, J. Bubier, et P. Lafleur. 1992. Northern fens: methane flux and climatic change. *Tellus* **44B**:100-105.
- Rouse, W. R. 1998. A water balance model for a subarctic sedge fen and its application to climatic change. *Climatic change* **38**:207-234.
- Rydin, H. 1986. Competition and niche separation in *Sphagnum*. *Canadian Journal of Botany* **64**:1817-1824.
- Rydin, H. 1993. Interspecific competition between *Sphagnum* mosses on a raised bog. *Oikos* **66**:413-423.
- Schlesinger, W. H. 1977. Carbon balance in terrestrial detritus. *Annual Review of Ecology and Systematics* **8**:51-81.
- 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.
- Sjörs, H. 1950. On the relation between vegetation and electrolytes in North Swedish mire waters. *Oikos* **2**:241-258.
- Sjörs, H. 1981. The zonation of northern peatlands and their importance for the carbon balance of the atmosphere. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences* **7**:11-14.
- Strack, M., J. M. Waddington, L. Rochefort, et E.-S. Tuittila. 2006. Response of vegetation and net ecosystem carbon dioxide exchange at different peatland microforms following water table drawdown. *Journal of Geophysical Research* **111**: GO2006.
- Svensson, B. M. 1995. Competition between *Sphagnum fuscum* and *Drosera rotundifolia*: a case of ecosystem engineering. *Oikos* **74**:205-212.

- Szumigalski, A. R., et S. E. Bayley. 1996a. Net aboveground primary production along a bog-rich fen gradient in central Alberta, Canada. *Wetlands* **16**:467-476.
- Szumigalski, A. R., et S. E. Bayley. 1996b. Decomposition along a bog to rich fen gradient in central Alberta, Canada. *Canadian Journal of Botany* **74**:573-581.
- Tarnocai, C., I. M. Kettles, et B. Lacelle. 2005. *Peatlands of Canada*. Agriculture and Agri-Food Canada, Research Branch, Ottawa, Canada.
- Thormann, M. N., et S. E. Bayley. 1997a. Decomposition along a moderate-rich fen-marsh peatland gradient in boreal Alberta, Canada. *Wetlands* **17**:123-137.
- Thormann, M. N., et S. E. Bayley. 1997b. Aboveground net primary production along a bog-fen-marsh gradient in southern boreal Alberta, Canada. *Écoscience* **4**:374-384.
- Thormann, M. N., S. E. Bayley, et A. R. Szumigalski. 1998. Effects of hydrologic changes on aboveground production and surface water chemistry in two boreal peatlands in Alberta: implications for global warming. *Hydrobiologia* **362**:171-183.
- Thormann, M. N., A. R. Szumigalski, et S. E. Bayley. 1999. Aboveground peat and carbon accumulation potentials along a bog-fen-marsh wetland gradient in southern boreal Alberta, Canada. *Wetlands* **19**:305-317.
- Thormann, M. N., S. E. Bayley, and R. S. Currah. 2001. Comparison of decomposition of belowground and aboveground plant litters in peatlands of boreal Alberta, Canada. *Canadian Journal of Botany* **79**:9-22.
- Titus, J. E., et D. J. Wagner. 1984. Carbon balance for two *Sphagnum* mosses: water balance resolves a physiological paradox. *Ecology* **65**:1765-1774.
- Tolonen, K., H. Vasander, A. W. H. Damman, et R. S. Clymo. 1992. Preliminary estimate of long-term carbon accumulation and loss in 25 boreal peatlands. *Suo* **43**:277-280.
- Turunen, J., E. Tomppo, K. Tolonen, et A. Reinikainen. 2002. Estimating carbon accumulation rates of undrained mire in Finland. Application to boreal and subarctic regions. *Holocene* **12**:69-80.
- United Nations Framework Convention on Climate Change, UNFCCC, (page consultée le 10 décembre 2006), [En ligne], adresse URL : http://unfccc.int/kyoto_protocol/background/items/3145.php
- Updegraff, K., J. Pastor, S. D. Bridgham, et C. A. Johnston. 1995. Environmental and substrate controls over carbon and nitrogen mineralization in northern wetlands. *Ecological Applications* **5**:151-163.

- Updegraff, K., S. D. Bridgham, J. Pastor, P. Weishampel, et C. Harth. 2001. Response of CO₂ and CH₄ emissions from peatlands to warming and water table manipulation. *Ecological Applications* **11**:311-326.
- Van den Brink, P. J., et C. J. F. ter Braak. 1999. Principal response curves: analysis of time-dependent multivariate responses of biological community to stress. *Environmental Toxicology and Chemistry* **18**:138-148.
- van Breemen, N. 1995. How Sphagnum bogs down other plants. *Trends in Ecology and Evolution* **10**:270-275.
- van Minnen, J. G., K. K. Goldewijk, et R. Leemans. 1995. The importance of feedback processes and vegetation transition in the terrestrial carbon cycle. *Journal of Biogeography* **22**:805-814.
- Vasander, H. 1982. Plant biomass and production in virgin, drained and fertilized sites in a raised bog in southern Finland. *Annales Botanici Fennici* **19**:103-125.
- Vasander, H. 1987. Diversity of understorey biomass in virgin and in drained and fertilized southern boreal mires in eastern Fennoscandia. *Annales Botanici Fennici* **24**:137-153.
- Verhoeven, J. T. A., E. Maltby, et M. B. Schmitz. 1990. Nitrogen and phosphorus mineralization in fens and bogs. *Journal of Ecology* **78**:713-726.
- Vitt, D. H. 1990. Growth and production dynamics of boreal mosses over climatic, chemical and topographic gradients. *Botanical Journal of the Linnean Society* **104**: 35-59.
- Vitt, D. H. 1994. An overview of factors that influence the development of Canadian peatlands. *Memoirs of the Entomological Society of Canada* **169**:7-20.
- 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**:87-106.
- Vitt, D. H., H. A. Crum, et J. A. Snider. 1975. The vertical zonation of *Sphagnum* species in hummock-hollow complexes in northern Michigan. *Michigan Botanist* **14**:190-200.
- Waddington, J. M., T. J. Griffis, et W. R. Rouse. 1998. Northern Canadian wetlands: net ecosystem CO₂ exchange and climatic change. *Climatic change* **40**:267-275.
- Waddington, J. M., P. A. Rotenberg, et F. J. Warren. 2001. Peat CO₂ production in a natural and cutover peatland: implications for restoration. *Biogeochemistry* **54**:115-130.

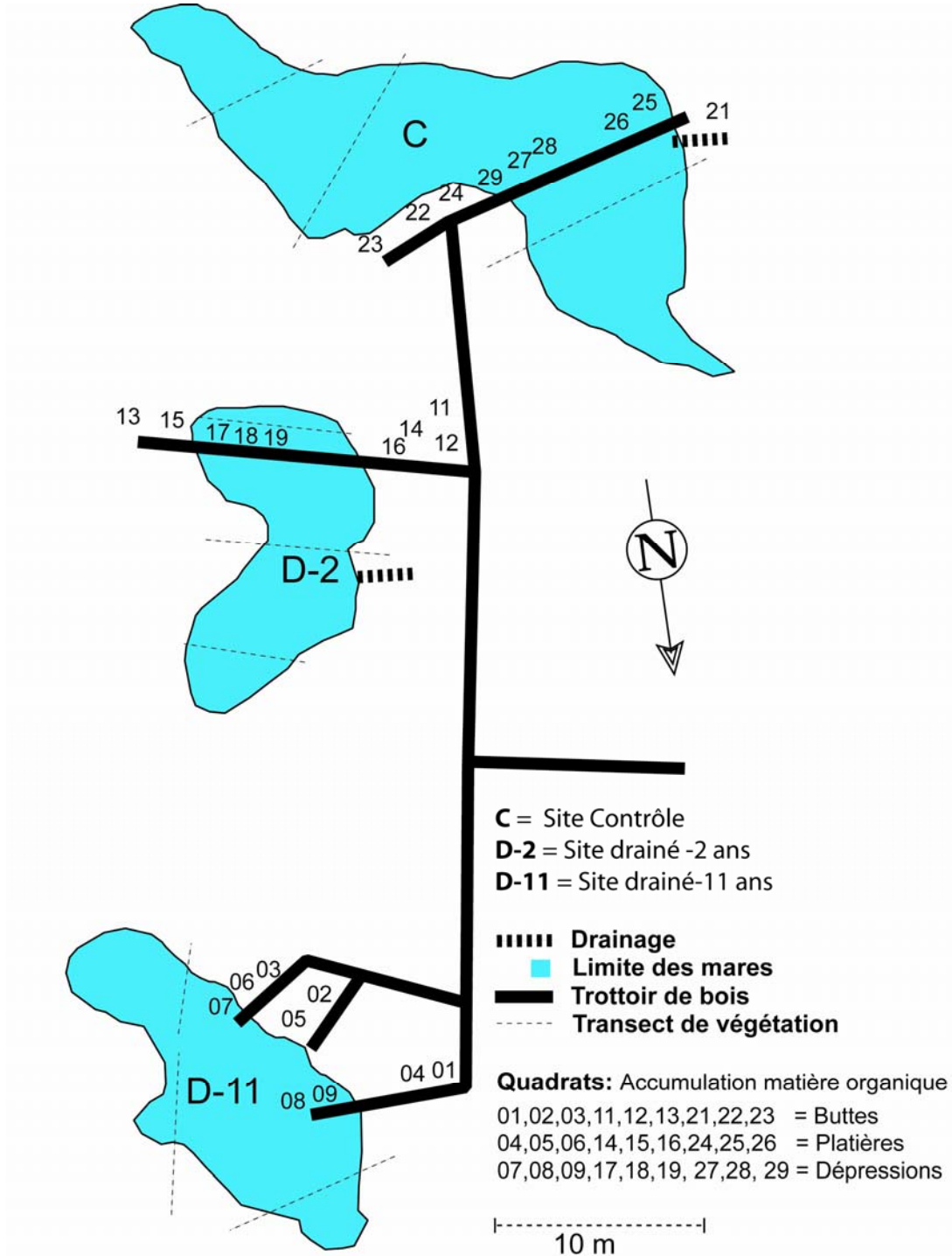
- Wallén, B. 1986. Above and below ground dry mass of the three main vascular plants on hummocks on a subarctic peat bog. *Oikos* **46**:51-56.
- Wallén, B. 1987. Growth pattern and distribution of biomass of *Calluna vulgaris* on an ombrotrophic peat bog. *Holarctic Ecology* **10**:73-79.
- Wallén, B., et N. Malmer. 1992. Distribution of biomass along hummock-hollow gradients: a comparison between a North America and a Scandinavian peat bog. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* **61**:75-87.
- Wallén, B., U. Falkengren-Grerup, et N. Malmer. 1988. Biomass, productivity and relative rate of photosynthesis of *Sphagnum* at different water levels on a South Swedish peat bog. *Holarctic Ecology* **11**:70-76.
- Weltzin, J. F., C. Harth, S. D. Bridgham, J. Pastor, et M. Vonderharr. 2001. Production and microtopography of bog bryophytes: response to warming and water-table manipulations. *Oecologia* **128**:557-565.
- Weltzin, J.F., S.D. Bridgham, J. Pastor, J. Chen, et C. Harth. 2003. Potential effects of warming and drying on peatland plant community composition. *Global Change Biology* **9**:141-151.
- Weltzin, J. F., J. Pastor, C. Harth, S. D. Bridgham, K. Updegraff, et C. T. Chapin. 2000. Response of bog and fen plant communities to warming and water-table manipulations. *Ecology* **81**:3464-3478.
- Weltzin, J. F., J. K. Kellner, S. D. Bridgham, J. Pastor, P. B. Allen, et J. Chen. 2005. Litter as a control on fen plant community composition and production. *Oikos* **110**:537-546.
- Whalen, S. C. 2005. Biogeochemistry of methane exchange between natural wetlands and the atmosphere. *Environmental Engineering Science* **22**:73-94.
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* **21**:213-251.
- Whittington, P. N. 2005. The effects of water table draw-down on the hydrology of a patterned fen peatland near Quebec City, Quebec, Canada. Thesis. University of Waterloo, Waterloo, Canada.
- Whittington, P. N., et J. S. Price. 2006. The effects of water table draw-down (as a surrogate for climate change) on the hydrology of a fen peatland, Canada. *Hydrological Processes* **20**:3589-3600.
- Wieder, R. K., et G. E. Lang. 1983. Net primary production of the dominant bryophytes in a *Sphagnum*-dominated wetland in West Virginia. *The Bryologist* **86**:280-286.

Zoltai, S. C., et D. H. Vitt. 1990. Holocene climatic change and the distribution of peatlands in western interior Canada. *Quaternary Research* **33**:231-240.

Zoltai, S. C., et D. H. Vitt. 1995. Canadian wetlands: environmental gradients and classification. *Vegetatio* **118**:131-137.

ANNEXES

ANNEXE 1 : Dispositif expérimental de l'étude.



ANNEXE 2 : Séries de photos montrant les changements temporels de la tourbière de Saint-Charles-de-Bellechasse (46°45'N, 71°00'O) suite à l'abaissement du niveau d'eau.

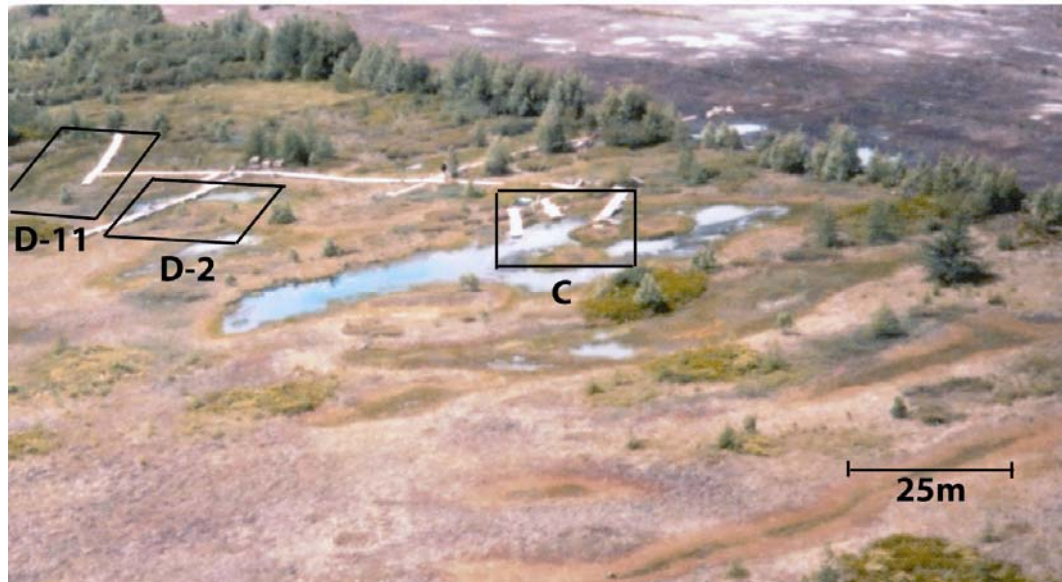


Photo 1. Ensemble de la tourbière minérotrophe pauvre, avec le site contrôle (C), le site drainé-2 ans (D-2) et le site drainée-11 ans (D-11). Photo : Gerry Hood



Photo 2. Le site contrôle photographié en 2001. Photo : Eeva-Stiina Tuittila



Photo 3. Le site drainé-2 ans, en 2001, soit une année avant le début du drainage expérimental. Photo : Mike Waddington



Photo 4. Le site drainé-11 ans, en 2001, soit 8 années après le début du drainage expérimental. Photo : Eeva-Stiina Tuittila



Photo 5. Le site drainé-2 ans, en 2004, soit 2 années après le début du drainage expérimental. Cette photo a été prise au même point de vue que la photo 3. Photo : Claudia St-Arnaud



Photo 6. Système d'abaissement artificiel de la nappe phréatique pour le site drainé-2 ans. Photo : Claudia St-Arnaud

ANNEXE 3 : Productivité végétale ($\text{g m}^{-2} \text{année}^{-1}$) des plantes vasculaires les plus abondantes de la tourbière de Saint-Charles-de-Bellechasse, au cours de la saison de croissance 2004. Les moyennes qui n'ont pas d'erreur type signifient que l'espèce a été trouvée dans un seul des trois quadrats positionnés dans chaque microhabitat. Seules les espèces avec un couvert supérieur à 5% ont été inventoriées. Au cours de la saison de croissance, nous avons cessé d'effectuer des mesures pour une espèce si son couvert descendait sous le seuil de 5 %. Les valeurs de productivité n'ont pas été corrigées par le couvert des espèces dans les quadrats. Pour *Chamaedaphne calyculata*, nous avons effectué des mesures en août seulement. C = Site contrôle, D-2 = Site drainé-2 ans, D-11 = Site drainé-11 ans, B = Buttes, P = Platières, D = Dépressions.

Espèce	Site	Microhabitat	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre
<i>Carex limosa</i>	C	B			43		
	C	P		20 (± 9)	30 (± 12)	15 (± 4)	17 (± 3)
	D-2	P		10	14	7	18
<i>Carex oligosperma</i>	D-11	B	11 (± 3)	17 (± 7)	16	9 (± 8)	8 (± 3)
	D-11	P	101	241 (± 8)	277 (± 29)	190 (± 36)	332 (± 63)
	D-2	B	12 (± 7)	21 (± 8)	30 (± 11)	38 (± 8)	30 (± 12)
	D-2	P	13 (± 4)	34 (± 26)	28 (± 16)	64 (± 13)	61 (± 11)
	D-2	D	10	22	76	34	36
<i>Chamaedaphne calyculata</i>	C	B				3 (± 1)	
	C	P				1	
	D-2	B				11 (± 7)	
	D-11	B				1	
	D-11	P				29 (± 1)	
<i>Eriophorum virginicum</i>	C	B	14	7	21	22	57
	D-11	D	10	23	54	27 (± 27)	79
<i>Rhynchospora alba</i>	C	B			14	61 (± 31)	
	C	P				24 (± 15)	
	C	D		33	32	57	77
	D-2	B			14	11 (± 11)	42
	D-2	P		36	23	79	50 (± 35)
	D-2	D			2	39 (± 16)	47 (± 9)
<i>Scirpus subterminalis</i>	D-11	D		19 (± 3)	26 (± 4)	47 (± 2)	21 (± 10)
	C	D		4	18 (± 2)	93 (± 9)	74 (± 5)
	D-2	D		4 (± 2)	10 (± 5)	23 (± 1)	60 (± 34)

ANNEXE 4a : Calculs de la productivité, de la masse perdue et de l'accumulation pour le site contrôle. Un exemple est présenté pour le quadrat 1. Les valeurs de productivité et de masse perdue sont arrondies au gramme près, bien que les calculs soient plus précis. Dans les quadrats 8 et 9, l'installation des sacs de décomposition perturbait les conditions environnementales; nous avons utilisé le coefficient du quadrat 7.

Microhabitat	Quadrat	Litière	Productivité (g m ⁻² année ⁻¹)	Coefficient de décomposition (k')	Masse perdue Productivité X k'	Accumulation Ratio : Pro. / Déc.	
Butte	1	Tiges de <i>Chamaedaphne calyculata</i>	5	0,20	1		
		<i>Sphagnum papillosum</i>	103	0,10	10		
		Total pour l'ensemble du quadrat (calcul)					
		Somme de la productivité et masse perdue :	107		11		
		Coefficient linéaire (11 / 107 = 0,1)		0,10			
		Total masse perdue (107 * 0,1 = 10,7) :	107	0,10	11		
		Total accumulation (107 / 11 = 10)	107		11	10	
Butte	2	Tiges de <i>Chamaedaphne calyculata</i>	1	0,24	0,2		
		<i>Sphagnum magellanicum</i>	27	0,12	3		
		<i>Sphagnum papillosum</i>	187	0,13	24		
		<i>Rhynchospora alba</i>	94	0,30	28		
		<i>Eriophorum virginicum</i>	23	0,18	4		
		Total	332	0,18	60	5,6	
Butte	3	Tiges de <i>Chamaedaphne calyculata</i>	3	0,14	0,4		
		<i>Sphagnum papillosum</i>	63	0,08	5		
		Total	66	0,08	5	12,5	
Platière	4	<i>Sphagnum papillosum</i>	435	0,10	44		
		<i>Carex limosa</i>	23	0,10	2		
		<i>Eriophorum virginicum</i>	14	0,10	1		
		Total	472	0,10	47	10	
Platière	5	<i>Sphagnum papillosum</i>	186	0,10	19		
		<i>Carex limosa</i>	12	0,10	1		
		Total	198	0,10	20	10	
Platière	6	<i>Sphagnum cuspidatum</i>	14	0,18	3		
		<i>Sphagnum papillosum</i>	86	0,15	13		
		<i>Rhynchospora alba</i>	9	0,10	1		
		<i>Carex limosa</i>	8	0,15	1		
		Total	117	0,15	18	6,7	
Dépression	7	<i>Sphagnum papillosum</i>	24	0,08	2		
		<i>Rhynchospora alba</i>	57	0,11	6		
		Total	81	0,10	8	10	
Dépression	8	<i>Scirpus subterminalis</i>	84	0,10	8		
		Total	84	0,10	8	10	
Dépression	9	<i>Scirpus subterminalis</i>	102	0,10	10		
		Total	102	0,10	10	10	

ANNEXE 4b -suite : Calculs de la productivité, de la quantité de masse perdue et de l'accumulation pour le site drainé-2 ans. Les valeurs de productivité et de masse perdue sont arrondies au gramme près, bien que les calculs soient plus précis. Dans le quadrat 19, l'installation des sacs de décomposition perturbait les conditions environnementales; nous avons utilisé le coefficient du quadrat 18.

Microhabitat	Quadrat	Litière	Productivité (g m ⁻² année ⁻¹)	Coefficient de décomposition (k')	Masse perdue Productivité X k'	Accumulation Ratio : Pro. / Déc.
Butte	11	Tiges de <i>Chamaedaphne calyculata</i>	17	0,26	5	2,8
		<i>Sphagnum magellanicum</i>	2	0,09	0,2	
		<i>Carex oligosperma</i>	16	0,49	8	
		Total	35	0,36	13	
Butte	12	<i>Sphagnum magellanicum</i>	6	0,11	1	2,2
		<i>Sphagnum papillosum</i>	7	0,15	1	
		<i>Carex oligosperma</i>	45	0,57	26	
		<i>Rhynchospora alba</i>	21	0,42	9	
		Total	79	0,46	37	
Butte	13	<i>Sphagnum magellanicum</i>	0,4	0,10	0,04	2,3
		<i>Carex oligosperma</i>	54	0,43	23	
		Total	54	0,43	23	
Platière	14	<i>Sphagnum papillosum</i>	51	0,16	8	3,2
		<i>Carex oligosperma</i>	45	0,48	22	
		<i>Carex limosa</i>	8	0,31	2	
		Total	104	0,31	32	
Platière	15	<i>Sphagnum magellanicum</i>	8	0,09	1	6,3
		<i>Sphagnum papillosum</i>	269	0,11	29	
		<i>Carex oligosperma</i>	88	0,39	34	
		Total	365	0,16	58	
Platière	16	<i>Sphagnum papillosum</i>	306	0,06	18	10
		<i>Carex oligosperma</i>	58	0,19	11	
		<i>Rhynchospora alba</i>	79	0,17	13	
		Total	442	0,1	44	
Dépression	17	<i>Sphagnum cuspidatum</i>	5	0,13	1	8,3
		<i>Sphagnum papillosum</i>	15	0,05	1	
		<i>Carex oligosperma</i>	34	0,17	6	
		<i>Rhynchospora alba</i>	56	0,10	6	
		Total	110	0,12	13	
Dépression	18	<i>Rhynchospora alba</i>	23	0,09	2	11,1
		<i>Scirpus subterminalis</i>	22	0,09	2	
		Total	44	0,09	4	
Dépression	19	<i>Scirpus subterminalis</i>	24	0,09	2	11,1
		Total	24	0,09	2	

ANNEXE 4c -suite : Calculs de la productivité, de la quantité de masse perdue et de l'accumulation pour le site drainé-11 ans. Les valeurs de productivité et de masse perdue sont arrondies au gramme près, bien que les calculs soient plus précis.

Microhabitat	Quadrat	Litière	Productivité (g m ⁻² année ⁻¹)	Coefficient de décomposition (k')	Masse perdue Productivité X k'	Accumulation Ratio : Pro. / Déc.
Butte	21	<i>Carex oligosperma</i>	17	0,38	6	2,6
		Total	17	0,38	6	
Butte	22	Aucune plante dominante de la tourbière ne se trouvait dans ce quadrat		0	0	0
Butte	23	<i>Carex oligosperma</i>	1	0,62	0,6	1,6
		Total	1	0,62	0,6	
Platière	24	<i>Sphagnum magellanicum</i>	100		5	6,7
		<i>Sphagnum papillosum</i>	16		1	
		<i>Carex oligosperma</i>	258		52	
		Total	374		56	
Platière	25	Tiges de <i>Chamaedaphne calyculata</i>	1	0,17	0,2	7,1
		<i>Sphagnum magellanicum</i>	71	0,06	4	
		<i>Sphagnum papillosum</i>	25	0,07	2	
		<i>Carex oligosperma</i>	218	0,17	37	
		Total	315	0,14	44	
Platière	26	Tiges de <i>Chamaedaphne calyculata</i>	2	0,1	0,2	10
		<i>Sphagnum magellanicum</i>	140	0,04	6	
		<i>Sphagnum papillosum</i>	53	0,05	3	
		<i>Carex oligosperma</i>	94	0,23	22	
		Total	289	0,1	29	
Dépression	27	<i>Sphagnum papillosum</i>	217	0,08	17	12,5
		<i>Eriophorum virginicum</i>	55	0,08	4	
		Total	272	0,08	22	
Dépression	28	<i>Sphagnum magellanicum</i>	8	0,07	0,5	12,5
		<i>Sphagnum papillosum</i>	124	0,08	10	
		<i>Rhynchospora alba</i>	44	0,09	4	
		Total	176	0,08	14	
Dépression	29	<i>Sphagnum cuspidatum</i>	56	0,13	7	10
		<i>Rhynchospora alba</i>	49	0,06	3	
		Total	105	0,1	10	

ANNEXE 6 : Productivité végétale des espèces dominantes de la tourbière de Saint-Charles-de-Bellechasse (trois sites confondus). La moyenne (\pm erreur type) de chaque espèce inclut uniquement les quadrats où elle est présente.

Espèces	Productivité (g m⁻² année⁻¹)
<i>Sphagnum papillosum</i>	225 \pm 56
<i>Sphagnum magellanicum</i>	143 \pm 41
<i>Sphagnum cuspidatum</i>	104 \pm 52
<i>Carex oligosperma</i>	77 \pm 40
<i>Scirpus subterminalis</i>	58 \pm 20
<i>Rhynchospora alba</i>	48 \pm 14
<i>Eriophorum virginicum</i>	30 \pm 11
<i>Carex limosa</i>	13 \pm 7
<i>Chamaedaphne calyculata</i>	4 \pm 5

ANNEXE 7: Taux de décomposition des espèces dominantes de la tourbière

Dans le Chapitre 3, le dispositif expérimental mis en place pour l'évaluation et le calcul de l'accumulation de la matière organique nous a permis d'analyser les changements des taux de décomposition des six espèces végétales dominantes de la tourbière. Nous avons donc pu analyser l'influence de la composition de la litière et des conditions environnementales en comparant les taux de décomposition de ces espèces avant et après l'abaissement du niveau d'eau. Tous les résultats sont présentés dans cette Annexe.

Les descriptions des espèces et des méthodes sont présentées dans la section 3.3 du Chapitre 3, avec la seule différence que nous avons calculé les taux de décomposition des espèces. Pour ce faire, nous avons multiplié les coefficients linéaires de décomposition (K') des espèces par 100. Concernant les comparaisons des taux de décomposition de différents types de litière, nous n'avons effectué aucune analyse de nos tissus végétaux car la composition chimique de plusieurs espèces de tourbières a déjà fait l'objet d'études précédentes (Belyea 1996; Aerts *et al.* 1999; Thormann *et al.* 2001; Laiho *et al.* 2003).

RÉSULTATS

Différences entre les taux de décomposition des espèces avant l'abaissement du niveau d'eau

La comparaison des taux de décomposition des espèces dans les microhabitats du site contrôle a permis de mieux comprendre l'influence du type de litière sur les processus de décomposition en tourbière naturelle. Dans le site contrôle, les taux de décomposition de *Carex oligosperma*, de *Rhynchospora alba*, et de *Sphagnum magellanicum* sont supérieurs dans les buttes et inférieurs dans les dépressions (Figure 7.1 et Tableau 7.1). Pour leur part, les taux de décomposition des tiges et des feuilles de *Chamaedaphne calyculata*, de *Sphagnum papillosum* et de *Sphagnum cuspidatum* ne différaient pas entre les buttes, les platières et les dépressions. Par ailleurs, lorsque l'on compare les taux de décomposition des espèces le long du gradient butte-dépression, l'ordre des espèces, du plus faible au plus fort taux de décomposition, est sensiblement le même dans tous les microhabitats, exception faite de *Rhynchospora alba*. Parmi ces plantes, *Carex oligosperma* et les feuilles de *Chamaedaphne calyculata* présentent toujours les taux de décomposition les plus élevés.

Pour les sphaignes, *Sphagnum cuspidatum* affiche toujours le plus important taux de décomposition, suivi de *Sphagnum papillosum* et de *Sphagnum magellanicum*. La diminution des valeurs des taux de décomposition entre les buttes et les dépressions est plus marquée pour les cypéracées *Rhynchospora alba* et *Carex oligosperma* (11 % en moyenne) que pour les sphaignes (3 %). Pour *Chamaedaphne calyculata*, les taux de décomposition des feuilles sont en moyenne 2,2 fois plus élevés que ceux des tiges.

Changements des taux de décomposition des espèces après l'abaissement du niveau d'eau

L'abaissement du niveau d'eau a affecté les taux de décomposition de seulement trois espèces, soit *Chamaedaphne calyculata* (pour les tiges seulement), *Sphagnum cuspidatum* et *Sphagnum papillosum* dans les platières et les dépressions (Figure 7.1 et Tableau 7.1). Pour les tiges de *Chamaedaphne calyculata*, l'abaissement du niveau d'eau a entraîné une diminution du taux de décomposition dans les dépressions du site D-2, de même que dans les platières et les dépressions du site D-11 (Figure 7.1). Pour *Sphagnum cuspidatum* et *Sphagnum papillosum*, les taux de décomposition ont été moindres dans les dépressions après une courte période de drainage (site D-2) seulement.

D'autre part, bien que la Figure 7.1 indique les différences entre les taux de décomposition des microhabitats d'un même site (par les lettres), il est possible de comparer visuellement les différences pour un même microhabitat entre les trois sites. Pour les tiges de *Chamaedaphne calyculata*, *Sphagnum cuspidatum* et *Sphagnum papillosum*, on observe une augmentation significative des taux de décomposition dans les buttes du site D-2 comparativement à celles du site contrôle. Pour les sphaignes, cette augmentation n'a été observée qu'après une courte période suivant le drainage, c'est-à-dire dans le site D-2, puisque les taux de décomposition des buttes du site D-11 sont semblables à ceux du site contrôle. Pour *Chamaedaphne calyculata*, cette augmentation a été également observée dans le site D-11, mais de manière moins marquée compte tenu que les taux de décomposition sont comparables à la fois à ceux du site D-2 et du site contrôle. En ce qui concerne les platières, les taux de décomposition des trois espèces dans le site D-2 étaient similaires à ceux du site contrôle et supérieurs à ceux du site D-11. Pour les dépressions, seuls les taux de décomposition de *Sphagnum papillosum* étaient plus petits au site D-2 comparativement au site contrôle, tout en étant similaires à ceux du site D-11.

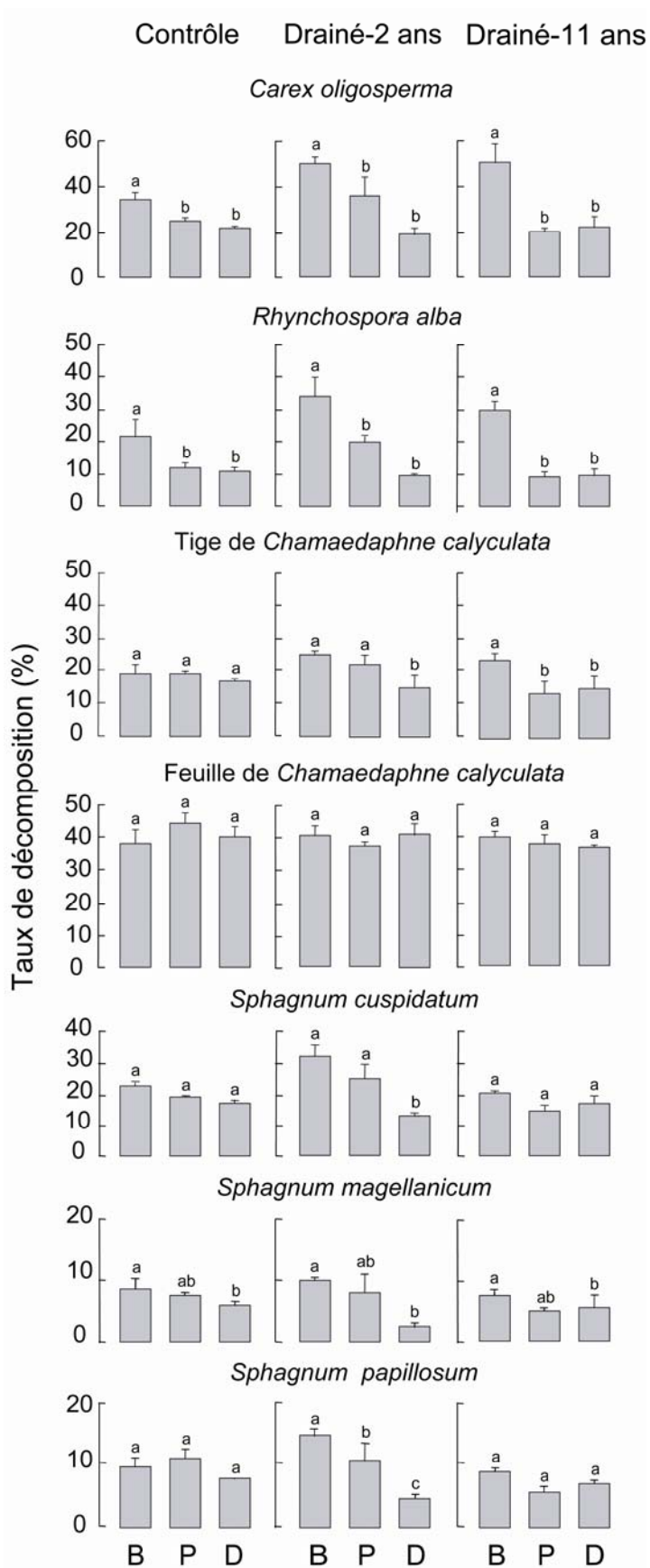


Figure 7.1. Taux de décomposition moyens (\pm erreurs types) de *Carex oligosperma*, *Rhynchospora alba*, des feuilles et des tiges de *Chamaedaphne calyculata*, de *Sphagnum cuspidatum*, de *Sphagnum magellanicum* et de *Sphagnum papillosum* en fonction des microhabitats (buttes, platières et dépressions) dans les différents sites (n=3). Les différences pour les microhabitats d'un même site sont indiquées par des lettres ($P < 0,05$). L'interaction « sites X microhabitats » est significative pour les tiges de *Chamaedaphne calyculata*, *Sphagnum cuspidatum* et *Sphagnum papillosum* (Tableau 7.1). Pour la présentation graphique des sphaignes, l'effet de la transformation racine carrée a été enlevé (données « détransformées »). B = Buttes, P = Platières, D = Dépressions.

Tableau 7.1 Analyses de variance des taux de décomposition des espèces dominantes selon les microhabitats et les sites de la tourbière de Saint-Charles-de-Bellechasse. Les taux de décomposition ont été calculés sur une période d'une année.

Source de variation	d.l.	<i>Carex oligosperma</i>			<i>Rhynchospora alba</i> ^a			<i>Chamaedaphne calyculata</i> (tiges)			<i>Chamaedaphne calyculata</i> (feuilles)		
		C.M.	F	P	C.M.	F	P	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Sites	2	146,2	2,4	0,12	65,1	2,4	0,12	25,3	2,7	0,09	37,3	1,69	0,21
Microhabitats	2	1405,0	23,1	<0,0001	765,3	28,0	<0,0001	104,1	11,3	0,001	0,5	0,02	0,98
Sites X Microhabitats	4	168,8	2,8	0,058	43,4	1,6	0,22	29,5	3,2	0,038	22,8	1,03	0,42
Erreur	18	60,7			27,3			9,2			22,0		
Total	26												

Source de variation	d.l.	<i>Sphagnum cuspidatum</i> (racine carrée)			<i>Sphagnum magellanicum</i> (racine carrée)			<i>Sphagnum papillosum</i> (racine carrée)		
		C.M.	F	P	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Sites	2	0,7	4,2	0,032	0,1	0,5	0,59	0,4	3,8	0,043
Microhabitats	2	2,3	14,0	0,0002	1,4	6,7	0,0067	1,4	11,8	0,0005
Sites X Microhabitats	4	0,7	4,2	0,014	0,4	1,9	0,16	0,6	5,1	0,0062
Erreur	18	0,2			0,2			0,1		
Total	26									

^a Pour *Rhynchospora alba*, les données de deux quadrats permanents ont dû être exclues. Contrairement aux autres espèces, le nombre total de degrés de liberté est de 24 et il est de 16 pour l'erreur associée au modèle.

DISCUSSION

Impacts du type de litière sur les taux de décomposition

Le type de litière a eu un impact important sur les taux de décomposition des espèces dans le site naturel (sans traitement de drainage). Tout comme l'ont observé Szumigalski et Bayley (1996b) et Thormann *et al.* (2001), les taux de décomposition étaient généralement supérieurs pour les cypéracées (*Carex oligosperma*), intermédiaires pour les plantes ligneuses (tiges de *Chamaedaphne calyculata*) et inférieures pour les sphaignes. La plus forte concentration en nutriments des feuilles de *Chamaedaphne calyculata* pourrait expliquer les plus fortes valeurs de taux de décomposition. D'autre part, la plus faible décomposition des sphaignes s'explique par leur faible concentration en azote, soit moins de 1 % de leur poids sec (Clymo et Hayward 1982), ainsi que par la présence de composés résistants, tels la lignine et les lipides polymérisés (Johnson et Damman 1993). À l'instar de plusieurs autres études, nous observons également que les espèces de sphaignes des dépressions, comme *Sphagnum cuspidatum*, se décomposent plus rapidement que les espèces de milieux plus secs, comme *Sphagnum papillosum et magellanicum* (Rochefort *et al.* 1990; Johnson et Damman 1991; Belyea 1996).

Impacts du réchauffement climatique et de l'abaissement de la nappe phréatique sur les taux de décomposition de la litière

L'abaissement du niveau d'eau a modifié les taux de décomposition de seulement trois des six espèces végétales étudiées (Figure 7.1, Tableau 7.1). Ainsi, les litières de *Sphagnum cuspidatum* et de *Sphagnum papillosum* ont réagi rapidement (après 2 ans) à une simulation de réchauffement climatique tandis que les tiges de *Chamaedaphne calyculata* n'ont été affectées qu'à plus long terme (après 11 ans). Comme l'a noté Belyea (1996), il est difficile pour ces espèces de départager l'influence de la composition de la litière de celle de l'abaissement du niveau d'eau, d'autant plus qu'aucune analyse chimique des tissus végétaux n'a été réalisée. Par ailleurs, les taux de décomposition de *Carex oligosperma*, de *Rhynchospora alba*, des feuilles de *Chamaedaphne calyculata* et de *Sphagnum magellanicum* n'ont pas été modifiés par l'abaissement du niveau d'eau. Ceci suggère l'importance du type de litière sur les taux de décomposition en situation de réchauffement climatique.

Dans le site D-2, les plus forts taux de décomposition des tiges de *Chamaedaphne calyculata*, de *Sphagnum cuspidatum* et de *Sphagnum papillosum* dans les buttes ainsi que

leur maintien à des taux assez élevés dans les platières, s'expliqueraient par le fait qu'il existe deux types de composés carbonés décomposables dans la tourbe (Updergraf *et al.* 1995, Laiho 2006). À la suite du drainage et des nouvelles conditions aérobies de la tourbe, la portion du carbone facilement décomposable a pu être rapidement utilisée par les microorganismes, favorisant ainsi une augmentation des taux de décomposition. La diminution des taux de décomposition à plus long terme, dans le site D-11, est liée à l'autre portion du carbone, récalcitrant, et peu utilisable par les microorganismes. Cette limitation à l'utilisation et à la décomposition du carbone récalcitrant limiterait même le retour des microorganismes dans des sites de tourbières abandonnées (Andersen *et al.* 2006), diminuant ainsi la production de CO₂ atmosphérique (Waddington *et al.* 2001). Dans le contexte d'un réchauffement climatique, nous supposons que le carbone facilement décomposable serait altéré plus rapidement que le carbone récalcitrant. Cette différence dans la décomposition du carbone dans le temps pourrait influencer les changements d'accumulation de la matière organique. D'autre part, Malmer (1986) et Belyea (1996) rapportent que les fluctuations du niveau d'eau accélèrent davantage les processus de décomposition dans les buttes que dans les autres microhabitats. Toutefois, dans notre étude, les valeurs plus élevées des buttes du site D-2 ne correspondent pas à de plus fortes fluctuations du niveau d'eau (Chapitre 2; Figure 2.1).

Utilisation d'espèces indicatrices pour évaluer les changements des microhabitats en réponse au réchauffement climatique

Il est intéressant de constater que les modifications des taux de décomposition des six espèces dominantes de la tourbière suite au rabattement de la nappe phréatique ne correspondent pas à ceux calculés pour l'ensemble de la communauté végétale des microhabitats (Chapitre 3; section 3.4). Tout d'abord, ce ne sont pas toutes les espèces dont les taux de décomposition ont été modifiés. Ensuite, pour les espèces ayant été affectées par l'abaissement du niveau d'eau, l'augmentation du taux de décomposition dans les buttes et les platières était plus forte à court terme qu'à long terme, ce qui n'était pas le cas pour les communautés végétales. Ainsi, nous ne pouvons pas directement utiliser les taux de décomposition des espèces végétales comme indicateurs des changements de l'ensemble des microhabitats dans le contexte du réchauffement climatique.

